

Rita Gonçalves Simões Marteleira

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente



Avaliação da Carga Poluente Afluyente a uma Massa de Água – rio de S. Domingos

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do
Ambiente – Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho,
Professor Auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade
Nova de Lisboa

Co-orientador: Prof. Doutor Pedro José de Almeida Bicudo, Professor
Auxiliar com Agregação, Instituto Superior Técnico, Universidade
Técnica de Lisboa

Júri

Presidente: Prof. Doutora Conceição Raimundo Santos
Arguente: Prof. Doutor António Pedro Carmona Rodrigues
Orientador: Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho
Co-orientador: Prof. Doutor Pedro José de Almeida Bicudo



**FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA**

Setembro de 2011

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Pedro Santos Coelho pela orientação, disponibilidade e prontidão das respostas dadas às várias questões surgidas na realização deste trabalho, sem as quais a elaboração do mesmo teria sido certamente mais morosa e com menor rigor.

Ao Professor Doutor Pedro Bicudo, pela sua característica vivacidade e desenvoltura para resolver situações, das quais a última parte desta dissertação beneficemente usufruiu, mas também ao amigo Pedro Bicudo pela amizade e cooptação para a equipa técnica do SOS.

Ao Presidente da Câmara de Peniche António José Correia pelo interesse demonstrado ao longo do decorrer desta dissertação e ao Professor Sérgio Leandro pelos contactos que facilitaram este trabalho. À Professora Maria José Rodrigues da Escola Superior de Tecnologias do Mar e seus alunos da cadeira de Biotecnologia, pela disponibilização dos dados de qualidade do rio de S. Domingos essenciais à calibração da modelação efectuada. Ao Eng.^o Nuno Cardoso e Eng.^o Manuel de Almeida pelas ajudas pontuais mas essenciais à elaboração do modelo de dispersão em águas costeiras e cálculo dos caudais de poluição difusa afectos ao rio de S. Domingos, respectivamente.

Às Eng.^{as} Maria de Fátima Alves e Eng.^a Mariana Pedras da ARH Tejo que me facilitaram o acesso aos processos de licenciamento das suiniculturas influentes neste estudo e ao Eng.^o Luís Almeida da Águas do Oeste pelo acesso aos boletins analíticos de qualidade dos efluentes da ETAR da Atouguia da Baleia.

Aos meus pais, por todo o apoio essencial à minha formação profissional mas também pessoal. À minha irmã Joana Marteleira por um companheirismo e amizade ímpares ao longo de todo o meu percurso, e à minha prima Célia por todos os bons momentos passados durante o período de escrita desta dissertação.

Ao Pedro Monteiro pelo carinho, compreensão, lealdade e inspiração única de persistência e coragem.

A todos os meus colegas e amigos, à Mariana, Sofia e Vitória por anos sem fim de histórias para e por contar.

Um agradecimento sentido a toda a equipa da Associação de Defesa e Desenvolvimento para o Surf, o SOS - Salvem o Surf, à qual tão orgulhosamente pertença, em especial à Ana Horta e ao Manuel Valadas Preto, pela ajuda no enquadramento do surf como estratégia turística do Concelho de Peniche.

E finalmente ao mar, às águas frias e ondas perfeitas da praia do Baleal, pelos amigos ganhos ao longo dos anos e acima de tudo pelos incontáveis momentos de prazer e contemplação que me proporcionou.

AValiação DA CARGA POLUENTE AFLUENTE A UMA MASSA DE ÁGUA – RIO DE S. DOMINGOS

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,

Rita Gonçalves Simões Marteleira, 2011

SUMÁRIO

A crescente prática de desportos aquáticos de ondas tem vindo a levantar a questão da monitorização da qualidade das águas balneares, fora da sazonalidade típica destas análises, sendo que os praticantes destas modalidades, em cenários de Inverno, se encontram muitas vezes em situações de risco devido à exposição a águas contaminadas.

Foi nesta óptica que se seleccionou o rio de S. Domingos e as praias de Molhe Leste e Supertubos, em Peniche, como objectos de estudo desta dissertação, sendo locais muito requisitados por praticantes de desportos de ondas e, simultaneamente, conhecidos pela fraca qualidade que as suas águas muitas vezes apresentam.

Como ferramenta para a simulação da qualidade das águas interiores, no local físico do rio de S. Domingos e respectivos afluentes, recorreu-se ao modelo QUAL2E desenvolvido pela United States Environmental Protection Agency (USEPA). A utilização de modelos de simulação da qualidade da água permite prever o comportamento do sistema em estudo face a vários cenários, constituindo assim um instrumento de suporte à gestão desse sistema.

Consideraram-se, para a referida modelação, possíveis fontes de contaminação, como os efluentes da ETAR da Atouguia da Baleia, os efluentes de três suiniculturas em operação na bacia hidrográfica estudada, e ainda uma estimativa da poluição difusa determinada pelas práticas agrícolas desenvolvidas nessa bacia hidrográfica. Foram considerados três cenários de simulação, diferenciados pelo regime de escoamento considerado, assumindo-se um cenário de ano médio para os valores médios anuais de escoamento, um cenário de semestre húmido caracterizado pelos valores médios de escoamento registados nos meses de Janeiro e Fevereiro, e ainda um cenário de semestre seco que considerou os valores de escoamento inerentes aos meses de Julho e Agosto.

Para o cenário de semestre húmido, e face ao objectivo do estudo desenvolvido, procedeu-se à estimativa da dispersão em meio marinho determinada pela contaminação microbiológica apurada para a foz do rio de S. Domingos, de forma a obter valores de contaminação microbiológica em Supertubos que permitissem concluir acerca do risco associado à exposição a essas mesmas águas, num cenário de Inverno, por um praticante de desportos de ondas, uma vez que a prática frequente destas actividades ocorre maioritariamente nos meses de Inverno, que não são contemplados no período temporal das análises de qualidade das águas balneares, obrigatoriamente realizadas a nível nacional. Adicionalmente, os meses de Inverno são característicos de um maior caudal para o rio de S. Domingos, o que por sua vez origina um maior volume descarregado para o meio marinho. Para esta dispersão, foram também considerados dois cenários, sendo o primeiro relativo apenas a uma

dispersão superficial, e contemplando o segundo uma dispersão dos contaminantes em profundidade ao longo de toda a coluna de água.

Os resultados obtidos revelaram-se desfavoráveis, de acordo com o enquadramento legal para a qualidade das águas balneares, (no qual consta um Valor Máximo Recomendado (VMR) de 500 NMP/100 ml de coliformes totais), sendo que para a foz do rio de S. Domingos se obtiveram concentrações de 2 017 NMP/100 ml para o cenário médio, 1 418 NMP/100 ml para o cenário de semestre húmido e 2 740 NMP/100 ml para o cenário de semestre seco, que, como seria de esperar devido aos baixos caudais, é caracterizado por uma diminuição significativa da capacidade de auto-depuração do meio receptor, revelando-se assim o cenário mais desfavorável em termos de qualidade das águas interiores, no que a este parâmetro diz respeito.

Analogamente, os resultados para a qualidade da água no local físico da onda de Supertubos nem sempre se apresentaram os mais favoráveis, obtendo-se para um cenário de dispersão superficial valores de 4 895 NMP/100 ml de coliformes totais, considerando os valores obtidos por medição directa destes microrganismos pelos alunos da ESTM na praia de Molhe Leste.

Procedeu-se ainda a uma discussão dos resultados obtidos, terminando-se esta dissertação com sugestões de possíveis linhas de investigação inerentes ao prosseguimento do estudo desenvolvido.

PALAVRAS - CHAVE: modelação de águas interiores, modelo QUAL2E, qualidade das águas balneares, rio de S. Domingos, Peniche, Molhe Leste, contaminação microbiológica, coliformes totais, frentes cilíndricas de dispersão em meio marinho.

POLLUTION EVALUATION ON A WATER BODY – S.DOMINGOS RIVER

Masters Final Thesis,

Rita Gonçalves Simões Marteleira, 2011

ABSTRACT

The growing number of water sports athletes has raised the issue of monitoring the recreational waters quality besides what has been done during the summer season, as those sports have usually more athletes in winter scenarios, which are constantly in situations that threaten their health by exposure to contaminated waters.

Regarding this health concerns, the S. Domingos River and the Molhe Leste and Supertubos beaches were chosen as a case-study for this thesis, as being highly frequented beaches by those who practice ocean wave's sports, and simultaneously known by their poor water quality.

The algorithmic model QUAL2E, developed by USEPA, was the tool used to model the fresh waters quality of S. Domingos River and its affluents. The use of those types of models to predict the water quality has experienced an exponential growth lately, as they allow foreseeing the systems behavior considering various scenarios.

To the referred modeling study were used, as input data, the possible main sources of pollution, as the nearest sewage treatment plant effluent, the three main pig explorations of the region, and approximated values of the non source pollution originated by the agricultural practices on the studied watershed. Three scenarios were considered in the modeling essay: an average scenario for the annual average flows, a wet semester scenario, calculated with January and February's values of flow, and a dry semester scenario for July and August's flow values.

For the wet semester scenario, one studied the estimated sea water dispersion of the microbiologic pollution obtained for the S. Domingos River's discharge in Molhe Leste beach, with the main goal of achieving a risk assessment associated with the exposure to the marine waters of Supertubos. This assessment was calculated considering a winter for a wave sports athlete (since these sports are usually more practiced in those months, where no obligatory water analysis are required on a national level) and again two scenarios were considered: a first scenario for a superficial dispersion only, and a second one for a total depth mix of the pollutants.

This analysis results came out adverse according to the legal framing for the recreational waters (where a maximum of 500 NMP/100 ml is recommended), as for the discharge of S. Domingos river in Molhe Leste beach were obtained concentrations of 2 017 NMP/100ml of total coliforms for the average first scenario, 1 428 NMP/100 ml for the wet semester scenario and 2 740 NMP/100 ml for the dry semester scenario. The results for this last scenario corresponded to the expectative, as this being the scenario with the lowest flows it should be the one with the poorest water quality due to the systems self depurating decreased capacity.

Similarly, the outcomes for water quality on the location of the Supertubos wave were not the most favorable: for the superficial dispersion scenario were obtained biological pollution values of 4895NMP/ 100 ml for the total coliforms concentration, when used as input the direct measurements taken from Molhe Leste by the ESTM students.

The obtained results were further discussed, and this dissertation ended with the enunciation of possible solutions for the problems found and suggestions for viable following investigations as a way to finish and complete this work regarding a more detailed approach.

KEY - WORDS: fresh water modeling, QUAL2E model, recreational waters quality, S. Domingos river, Peniche, Molhe Leste, microbiological pollution, total coliform, dispersion in marine waters.

ÍNDICE DE CONTEÚDOS

PARTE I - INTRODUÇÃO	11
1. Enquadramento do tema.....	13
2. Objectivos.....	15
3. Estrutura da dissertação	16
 PARTE II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
1. Revisão Bibliográfica: Problemas de saúde pública relacionados com a exposição a águas recreativas contaminadas.....	19
1.1. Doenças associadas à exposição a águas recreativas contaminadas.....	19
1.2. Agentes Patogénicos mais frequentes e a sua origem	20
1.3. Níveis de contacto.....	22
1.4. Organismos Indicadores	23
2. Revisão Bibliográfica: modelação de águas interiores.....	27
3. Revisão Bibliográfica: modelação de águas costeiras	29
4. Enquadramento legal da qualidade das águas recreativas.....	31
 PARTE III - MODELAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES	35
1. Introdução	37
2. O modelo QUAL2E.....	37
2.1. Representação conceptual, funcional e computacional	38
2.2. Modelação de Parâmetros de Qualidade da Água.....	40
2.3. Análise da incerteza.....	47
3. Cenários Considerados	49
4. Representação Conceptual	50
5. Recolha dos dados necessários ao funcionamento do modelo	54
5.1. Introdução.....	54
5.2. Características Gerais da Bacia Hidrográfica em Estudo	54
5.2.1. Albufeira de S. Domingos	55
5.2.2. Cursos de água estudados.....	56
5.3. Dados da Albufeira de S. Domingos	58
5.3.1. Dados Hidrológicos da Albufeira de S. Domingos.....	58
5.3.2. Dados de qualidade da água da Albufeira de S. Domingos	61
5.4. Dados das rejeições: ETAR da Atouguia da Baleia e Suiniculturas	63

5.4.1. Dados e qualidade do efluente da ETAR da Atouguia da Baleia	63
5.4.2. Caudais de descarga da ETAR da Atouguia da Baleia.....	65
5.4.3. Qualidade dos efluentes das suiniculturas.....	65
5.4.4. Caudais de descarga das suiniculturas	68
5.5. Caudais laterais e de cabeceira	69
5.5.1. Qualidade dos caudais difusos	69
5.5.2. Caudais laterais.....	70
5.5.3. Caudais de Cabeceira	70
5.6. Dados Meteorológicos	71
5.6.1. Coeficiente de atenuação por poeiras	71
5.6.2. Nebulosidade	72
5.6.3. Temperatura do termómetro seco	72
5.6.4. Temperatura do termómetro húmido	73
5.6.5. Pressão atmosférica.....	73
5.6.6. Velocidade do vento	73
5.6.7. Taxa de atenuação da radiação solar.....	73
5.6.8. Coeficiente de Evaporação.....	73
5.7. Dados hidráulicos e constantes de reacção	74
5.7.1. Altitude média de cada troço	74
5.7.2. Largura e declive das linhas de água	74
5.7.3. Coeficiente de rugosidade de Manning Strickler	75
5.7.4. Constante de dispersão.....	75
5.7.5. Coeficientes de decaimento da CBO	75
5.8. Calibração do Modelo	76
5.9. Análise de Incerteza	79
6. Resultados Obtidos e Discussão	86
6.1. Parâmetros Hidráulicos	86
6.2. Parâmetros de Qualidade.....	87
6.3. Risco para a saúde pública associado à prática de actividades recreativas num cenário de Inverno na Praia de Molhe Leste	90
PARTE IV – DISPERSÃO EM ÁGUAS COSTEIRAS	93
1. Introdução	95
1.1. Actividades recreativas aquáticas no concelho de Peniche – importância da simulação da qualidade da água	95
2. Modelo de Aproximação de Dispersão Isotrópica.....	96

2.1. Dedução do Modelo usado	99
2.2. Resultados e Discussão.....	100
 PARTE V - CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE DESENVOLVIMENTO FUTURO	103
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109
OUTRA BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....	112
 ANEXOS	115
ANEXO 1 – PERFIS LONGITUDINAIS	117
ANEXO 1 – PERFIS LONGITUDINAIS	118
ANEXO 1 – PERFIS LONGITUDINAIS	119
ANEXO 2 – CENÁRIOS DE MODELAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES.....	120
ANEXO 3 – CAUDAIS LATERAIS.....	122
ANEXO 4 – CAUDAIS DE CABECEIRA.....	123
ANEXO 5 – DADOS METEOROLÓGICOS USADOS PARA CADA CENÁRIO SIMULADO	124
ANEXO 6 – NORMAIS CLIMATOLÓGICAS (CABO CARVOEIRO) 1951 - 1980.....	126
ANEXO 7 – RESULTADOS FINAIS – CENÁRIO I	127
ANEXO 7 – RESULTADOS FINAIS - CENÁRIO II	129
ANEXO 7 – RESULTADOS FINAIS – CENÁRIO III	131
ANEXO 8 – VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA AO LONGO DO RIO DE S.DOMINGOS.....	133
ANEXO 9 - PERFIL DE PROFUNDIDADE MOLHE LESTE – SUPERTUBOS	136
ANEXO 9 - PERFIL DE PROFUNDIDADE MOLHE LESTE – SUPERTUBOS	136

ÍNDICE DE FIGURAS

PARTE III – MODELAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES.....	35
Figura III.1. - Discretização de cada troço do sistema	38
Figura III.2. - Componentes do balanço energético	46
Figura III.3. - Representação Conceptual da Bacia Hidrográfica em estudo	51
Figura III.4. - Enquadramento da Bacia Hidrográfica em estudo.....	55
Figura III.5. - Áreas drenantes para cada troço.....	57
Figura III.6. - Estações hidrométricas consideradas	58
Figura III.7. – Ponto de descarga da ETAR da Atouguia da Baleia.....	64
Figura III.8. - Pormenor do Ponto de Descarga da ETAR da Atouguia da Baleia	64
Figura III.9.- Ponto de Descarga da Tereso e Santos, Lda	66
Figura III.10. - Ponto de Descarga da Seleccionar.....	67
Figura III.11. - Ponto de descarga da Euroeste.....	67
Figura II.12.- Localização da estação climática do Cabo Carvoeiro.....	72
Figura III.13- Estações de Recolha das amostras da campanha de análise de qualidade da água, pelos alunos da ESTM.....	78
PARTE IV – DISPERSÃO EM ÁGUAS COSTEIRAS.....	92
Figura IV.1.- Simulação da dispersão em águas costeiras	96
Figura IV.2. - Batimetrias ao largo da península de Peniche.....	97

ÍNDICE DE TABELAS

PARTE II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
Tabela II.1. - Agentes patogénicos bacterianos contaminantes de águas recreativa...	21
Tabela II.2. - Protozoários presentes em águas recreativas	21
Tabela II.3. - Vírus presentes em águas recreativas	22
Tabela II.4. - Organismos propostos como indicadores de contaminação fecal.....	24
Tabela II.5. - VMR e VMA constantes do Decreto-lei nº236/98 de 1 de Agosto.....	32
PARTE III – MODELAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES.....	35
Tabela III.1. - Representação conceptual por troço	52
Tabela III.2.- Áreas drenantes afectas a cada troço.....	57
Tabela III.3. - Coeficientes de Thiessen para cada estação hidrométrica	59
Tabela III.4. - Séries de Precipitação e Escoamento.....	59
Tabela III.5. - Comparação entre valores de escoamento (mm) PBH2001 e PBH2011	60
Tabela III.6.- Valores de Escoamento médio mensal considerados para a modelação.....	61
Tabela III.7. - Valores de escoamento para cada cenário modelado	61
Tabela III.8. - Correlação entre Temperatura e parâmetros de Contaminação Biológica	63
Tabela III.9. - Caudais de descarga da ETAR para os diferentes cenários.....	65
Tabela III.10. - Capitações por animal equivalente	68
Tabela III.11. - Balanço de massas para as três suiniculturas.....	68
Tabela III.12. - Caudais de efluentes por suinicultura.....	69
Tabela III.13.- Cargas de nutrientes consideradas para zonas rurais.....	69
Tabela III.14. – Caudais laterais considerados na modelação para cada troço e por cenário	70
Tabela III.15. - Caudais de cabeceira para cada cenário e áreas drenantes correspondentes.....	71
Tabela III.16 - Parâmetros geométricos estimados para cada troço	74
Tabela III.17 - Constantes de dispersão determinadas para cada troço.....	75
Tabela III.18. - Comparação entre os valores de CT obtidos com o QUAL2E (cenário médio) e as medições da ESTM	78
Tabela III.19.- Comparação entre valores de contaminação biológica obtidos (cenário médio) e medições da ESTM, após o processo de calibração.....	79

Tabela III.20. - Resultados da Análise de Sensibilidade	81
Tabela III.21. - Análise de sensibilidade aos dois parâmetros mais influentes na modelação	85
Tabela III.22.- Resultados médios obtidos para a simulação do oxigénio.....	88
Tabela III.23. - Comparação de cargas de coliformes totais entre os cenários II e III	91
 PARTE IV – DISPERSÃO EM ÁGUAS COSTEIRAS.....	 92
 Tabela IV.1. - Resultados obtidos usando concentração inicial de coliformes obtida na modelação com o QUAL2E	 100
Tabela IV.2.- Contaminação biológica em Supertubos considerando os dados da ESTM de contaminação inicial	100

GLOSSÁRIO DE ACRÓNIMOS E SIGLAS

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

ANC – *Arbitrary Nonconservative Constituent*

ARH – Administração da Região Hidrográfica

CBO₅ – Carência Bioquímica de Oxigénio (ao final de 5 dias)

CCDR- Comissão para a Coordenação e Desenvolvimento Regional

CF – Coliformes Fecais

CFU – *Colony Forming Units*

CT – Coliformes Totais

DL – Decreto-lei

DRAOLVT- Direcção Regional de Ambiente e Ordenamento do Território de Lisboa e Vale do Tejo

ESTM/IPL – Escola Superior de Tecnologias do Mar do Instituto Politécnico de Leiria

ETA – Estação de Tratamento de Águas

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

HAV – *Hepatitis A Virus*

HEV – *Hepatitis E Virus*

INAG – Instituto da Água

MPN – *Most Probable Number*

NMP – Número Mais Provável

Nt – Azoto Total

OD – Oxigénio Dissolvido

OMS – Organização Mundial de Saúde

PBH – Plano de Bacia Hidrográfica

PGBH – Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica

POA- Plano de Ordenamento de Albufeira

Pdiss – Fósforo Dissolvido

Pt – Fósforo Total

QMRA – *Quantitative Microbial Risk Assessment*

SIDA- Síndrome da Imunodeficiência Adquirida

SNIRH – Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos

SNIRLit – Sistema Nacional de Informação dos Recursos Litorais

SST – Sólidos Suspensos Totais

UFC – Unidades Formadoras de Colónias

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR- Valor Máximo Recomendado

WHO – *World Health Organization*

PARTE I - INTRODUÇÃO

1. Enquadramento do tema

A monitorização da qualidade das águas tem já alguma expressão em Portugal, nomeadamente quando a finalidade das mesmas é o abastecimento para consumo humano, a par do conhecimento das disponibilidades hídricas quantitativas que permitam cumprir esse fim. No entanto, no que respeita à avaliação da qualidade das águas para fins recreativos, quer águas interiores ou costeiras, a situação não apresenta o mesmo nível de eficiência, uma vez que as mesmas apenas são analisadas durante a época balnear, geralmente de Junho a finais de Setembro. Embora a obrigatoriedade de declaração de emissão de efluentes para os cursos de água ou águas costeiras, por parte de entidades poluidoras à Administração de Recursos Hídricos da sua região, tenha vindo a aumentar o conhecimento relativo à qualidade dos recursos hídricos, ainda são bastante frequentes as ocorrências de águas contaminadas que podem por em risco a saúde dos seus utentes, por práticas recreativas fora da época balnear. Por outro lado, o crescente número de praticantes de desportos aquáticos de ondas tem vindo a levantar, por todo o mundo, a questão da monitorização da qualidade das águas balneares fora da sazonalidade típica destas análises, de modo a salvaguardar a saúde destes utentes.

Os modelos de qualidade da água, independentemente do fim a que esta se destina, quando devidamente ajustados, calibrados e validados para o sistema hídrico em que são aplicados, constituem uma ferramenta eficaz no conhecimento das variações dos parâmetros caracterizadores da qualidade da água, quer ao nível das condições hidrológicas e hidráulicas dos cursos de água estudados, quer ao nível dos vários usos destinados a essa mesma água. Assim, estes modelos têm-se revelado úteis na previsão de alterações na qualidade da água para cenários como a ocorrência de um fenómeno hidrológico intenso, ou a descarga de efluentes no curso de água em estudo, mas também na implementação de obras de engenharia que influenciem o curso natural das águas.

Nesta perspectiva, a presente dissertação, desenvolvida para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente pela Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, consistirá na aplicação de modelos de previsão da qualidade da água do rio de S. Domingos e seus afluentes e as águas costeiras da praia de Molhe Leste e Supertubos, no concelho de Peniche, uma vez que esta zona costeira é reconhecidamente citada pela qualidade das suas ondas para a prática das referidas actividades, recebendo desde 2009 uma etapa do Circuito Mundial de Surf, que conta com uma projecção internacional nunca antes experienciada numa praia portuguesa. O rio de S. Domingos e a degradação da qualidade da água da praia de Molhe Leste, consequente da carga poluente associada ao referido rio, são preocupações antigas da comunidade de utilizadores das mesmas, tendo sido já registadas ocorrências de descargas que provocaram a interdição do uso das águas de Molhe Leste para fins recreativos ou balneares. Do senso comum da população local, a um episódio de intensas precipitações, responsável pelo aumento do caudal do rio de S. Domingos, geralmente sucede uma degradação da qualidade da água da praia de Molhe Leste, detectável pela

libertação de odores e alteração da cor e turvação da água, sendo que por vezes essas alterações são também sentidas na praia de Supertubos, mais a sul na mesma linha de costa.

2. Objectivos

O objectivo primeiro desta dissertação prende-se com a avaliação da qualidade da água do rio de S. Domingos, em Peniche, com destaque para a secção inerente à sua foz, na praia de Molhe Leste, de modo a verificar a veracidade das preocupações que a comunidade local manifesta em relação à qualidade da água da referida praia.

Para tal, avaliar-se-ão três cenários, correspondentes a diferentes regimes de escoamento para a bacia hidrográfica em estudo (um cenário característico de semestre húmido, um de semestre seco e ainda um cenário médio anual), que se pensa reflectirem-se de forma distinta na qualidade da água do rio de S. Domingos. A previsão da qualidade da água para a foz do rio de S. Domingos, e para cada um destes cenários, será realizada com recurso a um modelo matemático de simulação da qualidade da água, considerando dados de qualidade das cabeceiras do rio de S. Domingos e seus afluentes, caudais de poluição difusa, e ainda descargas adicionais, como a da ETAR da Atouguia da Baleia, ou os efluentes de três suiniculturas em operação na proximidade deste curso de água. Serão ainda usados no ajuste do modelo dados de escoamento característicos desta bacia hidrográfica, a par de dados meteorológicos registados para esta região.

Um segundo objectivo desta dissertação, uma vez determinados os teores de contaminação microbiológica para cada um dos cenários simulados para o rio de S. Domingos, será a avaliação do risco de dispersão dessa mesma contaminação até ao local físico de rebentamento da onda de Supertubos, reconhecida internacionalmente pela sua elevada qualidade para a prática de desportos de ondas, para o cenário de semestre húmido referido, assumido previamente como aquele que comporta maiores riscos face à ausência de controlo analítico.

Na avaliação desta dispersão dos agentes microbiológicos em meio marinho, considerar-se-ão também dois cenários, sendo o primeiro relativo a uma dispersão superficial da contaminação microbiológica, e o segundo a uma dispersão sobretudo em profundidade. Os resultados obtidos serão finalmente comparados com os valores recomendados, constantes na legislação que regulamenta a qualidade da água para fins recreativos.

3. Estrutura da dissertação

Esta dissertação foi estruturada em quatro partes principais, para além da presente introdução, consoante os temas desenvolvidos, de modo a facilitar a sua leitura, e ao longo das quais se procurarão resumir as conclusões obtidas, inerentes à prossecução dos objectivos propostos.

Assim, iniciou-se este trabalho por uma Revisão Bibliográfica (Parte II) de publicações relacionadas com os problemas de saúde pública que podem advir do contacto com águas recreativas contaminadas, enunciando-se os organismos patogénicos geralmente responsáveis por esses problemas, e diferenciando-se ainda os vários níveis de contacto entre utentes das águas para fins recreativos e as mesmas, e terminando-se com uma listagem dos organismos indicadores geralmente usados na avaliação da qualidade de uma água. A Parte II incluirá ainda uma breve revisão bibliográfica relativa à modelação da qualidade das águas interiores, em particular com recurso ao modelo QUAL2E, e também à modelação da dispersão de poluentes em águas costeiras. Este capítulo terminará com um breve enquadramento legal relativamente às exigências de qualidade das águas recreativas em território nacional.

Na segunda parte (Parte III), referir-se-á a modelação das águas interiores com recurso ao modelo QUAL2E, aplicado ao rio de S. Domingos e seus afluentes, principal objecto de estudo deste trabalho. Nos capítulos pertencentes a esta parte, enunciar-se-ão os dados recolhidos necessários ao funcionamento do modelo, incluindo-se também um capítulo de apresentação simplificada do mesmo. Esta parte finalizar-se-á com a etapa de calibração do modelo, através da comparação com medições directas de qualidade da água, seguida de uma análise de sensibilidade dos principais parâmetros considerados na simulação, terminando com a discussão dos resultados obtidos.

Este trabalho prosseguirá com uma segunda simulação, inerente à dispersão dos agentes de contaminação microbiológica em águas costeiras (Parte IV). Nesta terceira parte explicar-se-á o raciocínio de dedução do modelo usado, analisando-se de seguida os resultados obtidos na óptica do seu enquadramento legal enunciado previamente.

Esta dissertação terminará com o capítulo referente às Conclusões (Parte V), abrangentes a todas as outras partes do trabalho realizadas, que incluirá também propostas para um futuro desenvolvimento deste trabalho.

PARTE II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1. Revisão Bibliográfica: Problemas de saúde pública relacionados com a exposição a águas recreativas contaminadas

1.1. Doenças associadas à exposição a águas recreativas contaminadas

Relatórios da Organização Mundial de Saúde (OMS) evidenciam a tendência crescente do turismo em áreas costeiras, usando as praias como fins recreativos. Desportos de contacto intenso com a água, tais como o surf, o windsurf, ou o mergulho, têm sofrido um aumento do seu número de praticantes. Os mesmos relatórios dão conta de uma estimativa anual de 12 biliões de dólares perdidos por doença dos trabalhadores relacionadas com a exposição a águas contaminadas. ^[1]

As patologias resultantes da exposição a águas recreativas contaminadas dependem da dose de contaminantes e das características do próprio utente, sendo as crianças apontadas como o principal grupo de risco susceptível a estas doenças, dada a sua maior probabilidade de exposição aos agentes patogénicos. Este facto é justificado pela maior frequência das crianças nas águas recreativas, bem como pela maior permanência de imersão nessas mesmas águas comparativamente a indivíduos adultos, sendo ainda agravado pela maior probabilidade de ingestão accidental de água resultante das actividades desenvolvidas. ^[1]

Os problemas mais comuns são do foro gastrointestinal, embora existam também estudos relativos a problemas de pele, infecções oculares, complicações respiratórias ou do aparelho auditivo: ^[2]

- As doenças gastrointestinais são as mais comuns ^[1], entre elas diarreias, vómitos, e náuseas e/ou dores de estômago que afectem a normalidade das actividades diárias.

- Microrganismos de origem fecal como *Pseudomonas*, *Estafilococci*, e Adenovírus podem ser responsáveis por patologias da pele, sendo que após contacto com águas contaminadas por estes microrganismos se verifica uma maior tendência para irritações ou infecções cutâneas e alergias variadas. No entanto, outros patogénicos não indicadores de contaminação fecal podem também provocar algumas doenças. É o caso das irritações devidas às toxinas das cianobactérias (*lyngbya majuscula*), das dermatites cercariais, ou das erupções causadas pelo zooplâncton. ^[2] Os efluentes contendo matéria fecal de origem animal, nomeadamente aves, podem estar também associados a fenómenos dérmicos de abrasão, laceração ou trauma, devido à presença de larvas de parasitas (*Aeromonas species*) que penetram e morrem na pele humana. A esta patologia dá-se o nome comum de “swimmers itch” pela aflitiva comichão que provoca. ^[3]

- Apesar de a maioria das doenças transmitidas pelo uso de águas recreativas serem relativamente suaves e apenas muito raramente limitantes, há um número de patogénicos que podem ser responsáveis por doenças mais graves em populações médias. Estima-se que cerca de 5% das doenças com origem em águas contaminadas resultam em sequelas ^[1]. De acordo com a OMS, considera-se a gravidade de uma doença de acordo com os seguintes três factores: 1) sintomas agudos que possam ser debilitantes; 2) probabilidade de deixar sequelas; 3) efeitos em subpopulações mais sensíveis; sendo que cada factor pode ser considerado individualmente ou em

combinação com os outros factores. A sintomatologia das sequelas pode ser ou não diferente da apresentada durante as afecções agudas, e podem ocorrer mesmo que o sistema imunitário tenha eficazmente erradicado a infecção primária. De facto, a própria acção do sistema imunitário é muitas vezes responsável pelo desencadear destas sequelas, como uma resposta auto-imune. Estão incluídos neste grupo patogénicos como *Campylobacter spp.*, *E.coli*, *Salmonella typhi*, *Shigella spp.*, *Leptospira icterohaemorrhagiae*, HAV, *Cryptosporidium parvum*, entre outros. Apesar de não serem sempre severas, as infecções causadas por estes organismos podem resultar em hospitalização, necessidade de cirurgias ou mesmo morte ^[1].

1.2. Agentes patogénicos mais frequentes e a sua origem

A caracterização biológica de uma água é fundamental para o controlo de doenças causadas por organismos patogénicos de origem humana, considerando que os principais organismos encontrados nas águas superficiais pertencem às classes de bactérias, archaea, fungos, algas, protozoários, plantas, animais (rotíferos) e vírus, apresentando-se geralmente como organismos unicelulares apenas observáveis a nível microscópico. ^[4]

Os organismos patogénicos presentes nas águas residuais são geralmente excretados a partir do sistema intestinal humano ou animal infectados com uma doença, ou apenas portadores dessa determinada patologia. Importa referir que uma grande parte destes microrganismos têm a capacidade de sintetizar formas resistentes como os endosporos no caso das bactérias, que contêm toda a informação genética necessária para a reprodução protegida por uma camada proteica extremamente resistente ao calor e aos processos de desinfecção. Estas estruturas, altamente complexas, podem ficar dormentes durante dezenas de anos recuperando a sua viabilidade ao encontrar um ambiente favorável através de uma sequência de activação, germinação e crescimento. As formas resistentes dos protozoários denominam-se cistos e apresentam analogamente uma resistência muito elevada. Estes agentes patogénicos podem ser classificados em quatro principais categorias: bactérias, protozoários, helmintos e vírus.

Bactérias – O tracto intestinal humano é colonizado por inúmeras bactérias inofensivas, que são rotineiramente eliminadas nas fezes. No entanto, existem também algumas estirpes patogénicas provenientes das fezes de indivíduos infectados que estão presentes nas águas residuais, requerendo processos de desinfecção para a sua eliminação. Boehm (2009) ^[5] demonstrou que a *Escherichia coli* tem uma taxa de mortalidade elevada em águas marinhas, pelo que a sua presença é indicadora de uma contaminação recente.

A tabela seguinte sumariza a listagem de bactérias patogénicas identificadas pela Organização Mundial de Saúde como possíveis contaminantes de águas recreativas:

Tabela II.1. - Agentes patogénicos bacterianos contaminantes de águas recreativas ^[1]

Organismo Patogénico	Doenças Associadas
<i>Campylobacter</i> spp.	Doenças Gastrointestinais: gastroenterite, enterocolite, diarreias, febres, dores abdominais
<i>E. Coli</i> O157	Dor abdominal, diarreias intensas, vômitos
<i>Helicobacter pylori</i>	Infecção crónica: gastrite superficial
<i>Legionellae</i>	Pneumonia atípica (doença do legionário)
<i>Leptospira</i> spp.	Leptospirose
<i>Pseudomonas</i>	Gastroenterites
<i>Mycobacterium</i>	Doenças respiratórias: tuberculose, tosse, expectoração, fadiga, febre
<i>Salmonella</i>	Infecções (febre tifóide)
<i>Shigella</i>	Disenteria
<i>Vibrio vulnificus</i>	Gastroenterite, septicemia, infecções

Protozoários e Tremátodes – A presença de protozoários pode constituir uma ameaça para grupos de risco que apresentem fragilidades ao nível do sistema imunitário, como crianças pequenas, idosos, indivíduos sujeitos a tratamento para o cancro, ou infectados com SIDA. A infecção por estes protozoários processa-se através da ingestão de águas contaminadas com cistos e os indivíduos afectados desenvolvem sintomas como diarreias, dores de estômago, náuseas e vômitos por períodos extensos. As técnicas de desinfecção usadas até à actualidade nas estações de tratamento de águas residuais não se revelaram eficazes na inactivação ou destruição destes cistos altamente resistentes, sendo que apenas a desinfecção com radiação UV apresenta uma boa eficiência de inactivação dos cistos de *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*.

A Tabela II.2 sumariza a listagem de protozoários presentes nas águas recreativas identificados pela Organização Mundial de Saúde:

Tabela II.2 - Protozoários presentes em águas recreativas ^[1]

Organismo Patogénico	Doenças Associadas
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Doença gastrointestinal: Criptosporidiose
<i>Giardia duodenalis</i>	Doenças gastrointestinais: diarreias
Microsporidia	Infecções sistema digestivo
<i>Naegleria fowleri</i>	Meningoencefalite (cérebro e sist. nervoso)
<i>Schistosoma</i> spp.	Dermatites, febres, anemia

Helminthas – O termo Helminthas engloba os invertebrados, parasitas ou não, presentes nas águas residuais como os Nemátodos (*Ascaris lumbricoides*, na gíria conhecidas como lombrigas), Platelminthes (*Taenia saginata*) e Anelídeos. A sua origem nas águas residuais relaciona-se uma vez mais com excreções humanas ou animais, essencialmente suínos. A infecção por estes organismos varia, podendo estar associada à sua fase larvar, fase adulta ou através dos seus ovos, sendo esta a situação mais frequente. Embora, sejam eficazmente removidos nos processos de sedimentação e filtração das estações de tratamento, alguns ovos de helmintos podem transitar para o efluente final, uma vez que a comum etapa de desinfecção com cloro não é suficientemente agressiva para garantir a sua eliminação. ^[4]

Vírus – Nas águas residuais podem estar presentes mais de 100 tipos de vírus patogénicos, cuja origem é invariavelmente o tracto intestinal humano onde se multiplicam. Deste vasto grupo de organismos destacam-se os enterovírus, os rotavírus e os adenovírus. Os cistos dos adenovírus são capazes de resistir à etapa de desinfecção convencional das linhas de tratamento de águas residuais, sendo também bastante resistentes à radiação ultravioleta. Deve referir-se que, de uma forma geral, as normas de qualidade das águas para usos balneares não contemplam a análise de organismos virais, tendo já sido encontrados vírus em águas recreativas classificadas como boas ou excelentes pela Directiva 2006/7/EC, transposta para a ordem jurídica interna pelo Decreto-Lei nº 135/2009.

Tabela II.3 - Vírus presentes em águas recreativas ^[1]

Organismo Patogénico	Doenças Associadas
Adenovirus	Doenças respiratórias, febres, conjuntivites
Coxsackievirus A e B	Irritações da pele; Doenças das mãos, pés e boca e herpangina
Enterovirus – echovirus	Doenças gastrointestinais; encefalite
Hepatitis A vírus (HAV)	Hepatite A
Hepatitis E vírus (HEV)	Hepatite E

1.3. Níveis de contacto

Na análise da incidência de doenças relacionadas com a exposição a águas contaminadas, importa enumerar os diferentes níveis de contacto: o simples contacto dérmico, a imersão do corpo apenas, e ainda a imersão total (corpo e cabeça), por ordem crescente do nível de exposição. ^[6] Assim, a infecção pode ser contraída por ingestão da água contaminada, por inalação, ou pela imersão da pele. De facto, Rees (1999) ^[7] estimou que, cada vez que nada, um banhista ingira cerca de 15 ml de água do mar, embora a EPA considere um valor significativamente mais elevado, de 100 ml ingeridos por episódio de contacto.

A duração da imersão revelou-se também como um factor determinante para a contracção de doenças por parte dos praticantes de actividades recreativas aquáticas, sendo que o desenvolvimento tecnológico dos fatos isotérmicos tem permitido aumentar significativamente os períodos de permanência no mar, atenuando a sazonalidade de actividades que cada vez mais se praticam fora da época balnear. ^[1]

Deve ainda referir-se que os contaminantes fecais se acumulam nos sedimentos em concentrações até dez vezes superiores àsquelas presentes nas águas. Assim, a incidência deste tipo de doenças, quando relacionada com a frequência de zonas balneares, deve ser primeiramente relacionada com a exposição às areias e só então com o contacto com a água, sendo que esta pode até nem ultrapassar o valor definido como limite para a concentração de microrganismos fecais. A contaminação das águas neste tipo de situações dar-se-á pela re-suspensão dos sedimentos através da energia das ondas ou das marés, ou das actividades dos utentes da praia.

A estimativa da probabilidade de contracção de uma infecção relativa a um patogénico específico é facilitada pela ferramenta Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) ^[1]. Estas análises de risco têm em conta as densidades dos agentes patogénicos, assumindo taxas de ingestão e modelos de

dose-resposta apropriados para determinar o nível real de risco da população exposta. Dwight *et al.* (2004) ^[8] comparou as taxas de sintomas reportados entre grupos de surfistas durante dois invernos. O seu trabalho permitiu concluir que por cada 2,5 horas de exposição semanal a águas contaminadas, um surfista apresenta um acréscimo de 10% da probabilidade de adoecer. Este estudo considerou sintomas gastrointestinais, dores de estômago, vômitos, diarreias e dores de garganta. Assim, o surf como modalidade recreativa de grande contacto com a água, não só pela total imersão do praticante, mas também pela muito provável ingestão de água e ainda o elevado tempo de permanência comparativamente ao banhista comum, apresenta-se como uma actividade de elevado risco se praticado em águas contaminadas.

Radak (1999) demonstrou que o treino de atletas de alta competição, praticantes de actividade física muito intensa, pode aumentar a susceptibilidade de doenças do tracto respiratório superior, bem como a outras infecções virais, enquanto a resistência a infecções bacterianas parece não ser afectada. A justificação para esta maior susceptibilidade passa pelo efeito inibidor de células do sistema imunitário, causado pelo exercício físico intenso, e que pode ser notado até uma semana após a prática da actividade. Em contraste, uma actividade física regular e moderada parece reforçar o estado imunitário do atleta, pelo que se pode concluir que os atletas de alta competição de actividades aquáticas estão mais sujeitos a adoecer que praticantes da mesma actividade somente para fins de lazer.

1.4. Organismos Indicadores

As análises de qualidade das águas recreativas são dificultadas pela instabilidade das características microbiológicas das massas de água, que se alteram rapidamente, pelo que os resultados obtidos em culturas microbiológicas nas 24 horas seguintes podem já não corresponder à situação actual de contaminação, levando ao encerramento desnecessário de praias ou à situação inversa de exposição de banhistas a águas contaminadas. ^[7]

A necessidade de recorrer a organismos indicadores para determinar a qualidade de uma massa de água relaciona-se com a baixa concentração dos elementos patogénicos, mesmo que gravosa a nível de saúde pública, que torna difícil a sua quantificação analítica. Um organismo indicador deve idealmente estar presente quando há contaminação fecal, e em número igual ou superior ao patogénico que se pretende quantificar, apresentando também condições de sobrevivência análogas. A quantificação e isolamento deste organismo indicador devem ser processualmente mais simples que os mesmos procedimentos para o agente patogénico, não devendo apresentar riscos significativos para os operadores no seu manuseio em laboratório. Recomenda-se ainda que os organismos indicadores seleccionados sejam membros da microflora intestinal de animais de sangue quente.

Da revisão bibliográfica realizada no âmbito deste trabalho, destacam-se como indicadores de fraca qualidade da água mais usados, organismos como *Enterococcus spp.* e *Escherichia Coli*, ambos coliformes fecais. Os coliformes são bactérias de formas arredondadas que habitam o tracto intestinal

de animais de sangue quente pelo que são encontrados na matéria fecal em grandes quantidades e, embora não se lhes atribua um elevado risco de doença, são de mais fácil medição que os organismos patogénicos. A ausência total de coliformes fecais numa massa de água é por si indicativa de que não há qualquer contaminação fecal. ^[4]

A Tabela II.4 sumariza os principais tipos de indicadores bacterianos usados na monitorização da qualidade das águas:

Tabela II.4 - Organismos propostos como indicadores de contaminação fecal ^[2]

Organismo Indicador	Descrição
Coliformes Totais	Bactérias gram-negativas com capacidade de fermentar a lactose com produção de gás a $35 \pm 0,5$ °C. Inclui quatro géneros da família Enterobacteriaceae (<i>Escherichia</i> , <i>Citrobacter</i> , <i>Enterobacter</i> e <i>Klebsiella</i>).
Coliformes Fecais	Bactérias com capacidade de produção de gás (ou colónias) com uma temperatura de incubação elevada de $44,5 \pm 0,5$ °C.
<i>Klebsiella</i>	Género de coliforme fecal termotolerante, cuja cultura se processa a $35 \pm 0,5$ °C
<i>E.Coli</i>	Género de coliforme mais representativo de contaminação fecal
Bacterióides	Organismos anaeróbios, propostos como indicadores de contaminação especificamente com origem humana
Estreptococos Fecais	Usados em simultâneo com os coliformes fecais para determinar a fonte de contaminação fecal recente
Enterococos	São geralmente encontrados em menores concentrações que os outros organismos indicadores, mas apresentam melhores taxas de sobrevivência em meio marinho. (<i>S.faecalis</i> e <i>S. faecium</i>)
<i>Clostridium perfringens</i>	Organismo anaeróbio muito persistente que forma esporos, sendo usado como indicador após uma etapa de desinfecção, ou em situações de poluição não recentes
<i>P. aeruginosa</i> e <i>A.hydrophila</i>	Organismos presentes nas águas residuais domésticas em larga escala, embora existam naturalmente nos cursos de água

A quantificação destes indicadores bacterianos passa quer pela sua contagem directa, quer pelo número de colónias unitárias formadas em laboratório no meio de cultura afectado pela amostra de água a analisar. Esta contagem de colónias formadas permite exprimir os resultados em unidades formadoras de colónias por unidade de volume (ufc/mL). Existem ainda técnicas de filtração através de membranas (muito usada na contabilização de coliformes) e fermentação em tubos múltiplos, que providencia resultados sob a forma de Número Mais Provável por cada 100 mL de amostra (NMP/100mL), resultantes da aplicação da distribuição estatística de Poisson. O indicador mais usado, *E.Coli*, tem a capacidade de, a altas temperaturas, sintetizar uma substância azul fluorescente através de uma enzima que contém, tornando mais fácil a detecção da sua presença. A recolha das amostras na massa de água deve ser cuidada, considerando a que estes principais contaminantes

tendem a sedimentar na coluna de água. ^[4] A par desta preocupação com a sedimentação dos microrganismos, estes procedimentos laboratoriais devem beneficiar de um rigor elevado, evitando a contaminação de amostras que poderá levar a resultados sobrestimados de coliformes.

1.5. Relação entre indicadores e a incidência de doenças e o desenvolvimento de sistemas de vigilância da qualidade da água

Inúmeros estudos demonstram uma clara associação entre o contacto com águas recreativas contaminadas e a transmissão de doenças infecciosas. No entanto, estas doenças apresentam sintomatologias geralmente de gravidade moderada e de difícil detecção pelos sistemas de vigilância comuns. De facto, mesmo em situações de sintomas mais graves, existe uma dificuldade em atribuí-los à contaminação das águas, dado que os patogénicos responsáveis por esses problemas encontram-se muitas vezes associados a outras vias de transmissão aquática, através de alimentos ou contacto directo de pessoa para pessoa. Isto torna os estudos epidemiológicos difíceis de executar, até porque os episódios de contaminação ocorrem em intervalos de tempo imprevisíveis e raramente se dá a ocorrência de um alerta prematuro, razão pela qual dados de exposição credíveis são de difícil obtenção. Ocorre frequentemente que, quando a doença é detectada, a qualidade da água já se alterou significativamente.

O desenvolvimento de sistemas de vigilância da qualidade das águas requer a detecção de um aumento da doença na população e uma evidência de que a água recreativa foi efectivamente a via de transmissão. Também a implementação destes sistemas tem associada algumas dificuldades como a necessidade de que a doença seja reportada pelo utente a uma entidade médica para que esta seja contabilizada nos estudos, estimando-se que muitas vezes isso não ocorra (Tillett e tal. 1998, em ^[1]).

Deve ainda referir-se a insuficiência de estudos para fontes de contaminação fecal não humana. Soller (2010) ^[9] afirma que água residual com origem animal de aves ou suínos apresenta duas vezes menos risco de transmissão de agentes patogénicos), sendo que também a WHO considera que a água residual de origem animal apresenta menores riscos de propagação de agentes patogénicos, dada a diferença das espécies de patogénicos que afectam os humanos ou os outros animais.

2. Revisão Bibliográfica: modelação de águas interiores

Inúmeros estudos têm sido desenvolvidos no sentido de encontrar uma adequada modelação da qualidade de sistemas hídricos interiores, dada a sua importância para o abastecimento de populações, actividades agrícolas e actividades industriais.

A avaliação das acções susceptíveis de alterar o estado de qualidade das massas de água é geralmente feita através de uma abordagem “estado-pressão-resposta”, que é consensualmente aceite como a mais adequada para esse fim e possibilita também, quando tal se revela necessário, a definição de medidas correctivas. Com efeito, a referida abordagem pressupõe a análise de qualidade das massas de água face às solicitações a que estão sujeitas, e para o entendimento das relações entre as pressões susceptíveis de alterar o estado de qualidade das massas de água e essa mesma qualidade, recorre-se com frequência aos modelos matemáticos de simulação da hidrodinâmica e da qualidade da água.

A contribuição de fontes difusas, com origem em actividades agro-pecuárias e no que aos indicadores de poluição fecal se refere, para a degradação de uma massa de água superficial foi estudada, entre outros, por Jamieson e Gordon (2002) ^[10] considerando para a modelação as fontes de poluição, os mecanismos de transporte e sobrevivência de microrganismos fecais no solo, e também o transporte e sobrevivência desses mesmos microrganismos em meio aquático, englobando ainda a intensidade das associações formadas entre organismos e sedimentos. As fontes difusas de contaminação foram também objecto de estudo para Shen e Jian-Jun (2006) ^[11], que recorreram a um algoritmo para determinar a probabilidade de contaminação de bivalves no rio Wye, no estado de Maryland nos EUA, considerando-se como fontes mais prováveis a fertilização das terras envolventes, ou falhas no sistema de drenagem de águas residuais.

A relação entre o caudal escoado e o fundo do canal influencia o comportamento dos coliformes associados ao movimento de partículas com baixa velocidade de sedimentação. Este estudo relativo ao armazenamento de contaminantes no leito dos rios, um factor geralmente ignorado nas modelações da qualidade da água, foi desenvolvido por Wilkinson e Jenkins (1994) ^[12], e permitiu concluir que aos maiores caudais corresponde uma ressuspensão dos contaminantes outrora sedimentados nas zonas calmas e geralmente com a presença de vegetação.

Dos vários estudos encontrados relativos a ambientes estuarinos, destaca-se o trabalho desenvolvido por Kashefipour e Lin (2001) ^[13], que usaram um modelo combinado de duas dimensões para as águas costeiras e uma dimensão para o troço ripícola para elaborar uma previsão da qualidade da água após descargas para o meio hídrico considerado.

Analysaram-se também outros estudos realizados com o QUAL2E como simulador da qualidade das águas interiores. Sivri e Ertuk (2008) ^[14] usaram o modelo como ferramenta de avaliação da carga de nutrientes transportados por um rio na Turquia para o Mar Negro, dado a importância do local de desagúe como localização preferencial de desova de uma espécie de truta. Este trabalho considerou

ainda o impacto de três aquaculturas sediadas nesse mesmo rio, tendo em conta parâmetros como a carga de nutrientes ou a oxigenação do meio hídrico (CBO₅ e OD).

Analogamente, Reis (2009) ^[15] recorreu ao mesmo modelo para a modelação da qualidade da água do rio das Velhas, em Minas Gerais no Brasil, para avaliação da variação dessa qualidade em situações de vazão crítica para períodos de estiagem. Uma avaliação da importância das cargas difusas de nutrientes em cenários de semestre seco e húmido foi realizada por Salvetti (2006) ^[16] no rio Po, situado no norte de Itália na região da Lombardia. O autor discriminou ainda, com recurso ao QUAL2E, qual a percentagem da carga difusa relacionada com cenários chuvosos, e qual aquela relacionada com outras fontes difusas de contaminação tais como escoamentos provenientes de aquíferos ou lagos contaminados.

Huang e Shaw (2010) ^[17], por sua vez, usaram o modelo QUAL2E como ferramenta para o desenvolvimento de um sistema de gestão para reservatórios de água com fins de abastecimento, em locais onde o desenvolvimento do território está condicionado pela protecção dessas mesmas massas de água. Neste estudo, baseado no rio Kao-Ping na Tailândia, foram feitas várias simulações com o modelo, cujos resultados foram usados para estimar o valor das taxas de compensação a aplicar aos proprietários dos terrenos adjacentes a essas massas de água.

3. Revisão Bibliográfica: modelação de águas costeiras

Na revisão bibliográfica realizada no âmbito desta dissertação averiguou-se a existência de um vasto número de publicações relacionadas com o estudo da dispersão em meio marinho de coliformes e outros microrganismos indicadores de contaminação microbiológica. É o caso de Bohem (2005) ^[18] que desenvolveu um modelo analítico para simular os processos de diluição, transporte e inactivação de enterococos em meio marinho, incluindo a taxa de transporte na zona de rebentação, por sua vez dependente das correntes, turbulência oceânica, marés, ondas e ventos. A dispersão de contaminantes biológicos na zona de rebentação foi também estudada por Clarke e Ackerman (2007) ^[19], que desenvolveu um modelo de dispersão para cada célula de correntes, considerando uma dispersão na direcção do oceano mas também uma corrente paralela à linha de costa. Salienta-se deste último trabalho a conclusão da existência de uma acumulação de poluição nas zonas mais profundas e mais calmas, que a entrada de ondulação faz reentrar na linha de costa, criando-se assim uma situação de contaminação permanente.

Numa abordagem ligeiramente diferente, Yuan (2006) ^[20] avaliou a contribuição dos caudais difusos e fontes pontuais através de um modelo de uso do solo acoplado a um modelo de dispersão marinha. Desta análise realça-se a dificuldade encontrada, generalizada a outros trabalhos, de quantificação das fontes difusas de contaminação, considerando a sua importância em zonas rurais, em que a poluição difusa assume uma contribuição semelhante às fontes pontuais de descargas em meio hídrico. Analogamente, Kay (1999) ^[21] considerou mapas de ocupação de solo para prever a poluição proveniente de fontes difusas com efeito sobre águas recreativas marinhas, incluindo também processos de hidrodinâmica costeira e operando através de uma regressão múltipla dos vários parâmetros.

O impacto de caudais de ponta na qualidade das águas balneares na Califórnia foi avaliado por Li-Ming (2008) ^[22], através de modelos do tipo *Artificial Neural Network-Based Models* baseados nas propriedades físico-químicas da água medidas em tempo real (como a temperatura, oxigénio dissolvido, condutividade, pH, turbidez, entre outros), em conjunto com algumas variáveis meteorológicas e considerando também as correntes litorais presentes na linha de costa e a amplitude da maré.

Outra abordagem interessante foi aquela usada por Kay (2005) ^[23], na medida em que analisou as características de sobrevivência de vários agentes patogénicos, em estuários e meio marinho. A temperatura revelou-se um dos parâmetros com maior influência na taxa de mortalidade destes organismos, estando directamente relacionada com a intensidade da radiação solar. Por sua vez, o pH apenas revelou ter algum impacto para valores muito baixos, e o autor considerou que as interacções entre microrganismos terão também um papel relevante no seu decréscimo na massa hídrica, embora estes processos sejam muito difíceis de quantificar. Dolgonosov ^[24] desenvolveu um estudo semelhante ao atrás referido, através de um modelo descritor das flutuações na população de

microrganismos em ambiente aquático, que permitiu fazer uma análise de previsão da probabilidade de excedência dos limites impostos para cada agente patogénico.

Analysaram-se também trabalhos efectuados com recurso ao simulador MOHID, inicialmente previsto como ferramenta do cálculo da dispersão em meio marinho dos coliformes transportados pelo rio de S. Domingos até à praia de Molhe Leste. Neves e Matos (2007) ^[25] estudaram a importância do desenvolvimento e da aplicação de modelos na avaliação da poluição de uma massa de água, quer de origem tónica quer de origem difusa, desde a sua fonte até ao destino final. O local físico estudado neste trabalho foi o estuário do rio Tejo, em Lisboa, e através do simulador MOHID avaliaram-se os impactos de vários cenários de cargas de contaminação na actividade trófica do estuário. Outro estudo, desenvolvido por Braunschweig (2004) ^[26], usa também o estuário do Tejo para uma modelação com o MOHID, procurando obter-se informação sobre as zonas com maior eficiência de renovação do mesmo, e os correspondentes impactos determinados na produção primária.

Viegas (2009) ^[27], por sua vez, recorreu ao MOHID para o desenvolvimento de um sistema de alerta baseado na qualidade das águas balneares da Costa do Estoril, através da monitorização automática dos níveis freáticos dos cursos de água afluentes às praias da referida costa. Neste trabalho, o modelo foi usado como ferramenta essencial para a análise da dispersão e desenho das plumas de contaminação em meio marinho.

Por último, analisaram-se ainda trabalhos acerca do traçado das plumas de dispersão características das descargas em meio marinho, como o caso do emissário submarino de S. Jacinto, em Aveiro, para o qual se usou um Veículo Submarino Autónomo. Neste estudo, analisaram-se os perfis em profundidade de parâmetros como a temperatura ou a densidade de modo a traçar-se, de forma aproximada, a pluma de dispersão do efluente proveniente do referido emissário ^[28]. Analogamente, estudou-se o trabalho desenvolvido relativamente ao emissário submarino de Santos, no Brasil, no qual se avaliou o impacto do prolongamento do dito emissário na formação da pluma de dispersão do efluente e na possibilidade de este atingir ou não a costa ^[29]. Neste trabalho, evidenciou-se a importância da estratificação da coluna de água e da velocidade das correntes no traçado da pluma de dispersão, sendo que para um cenário de menor intensidade de vento se verificou uma estratificação mais intensa e consequentemente menores diluições.

4. Enquadramento legal da qualidade das águas recreativas

Em Portugal, a gestão das águas para fins recreativos é da responsabilidade da Administração de Recursos Hídricos (ARH) de cada região, sendo que a zona de Peniche corresponde à ARH Tejo, actuando ainda no processo de gestão das águas entidades como as Direcções Regionais de Saúde (DRS), e a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), sendo o Instituto da Água (INAG), como autoridade nacional da água, o organismo centralizador de toda a informação acerca da qualidade de uma água.

Cabe à ARH a identificação de novas zonas balneares, em locais onde se verifique uma afluência significativa de utentes, entendendo-se como águas balneares todas aquelas águas interiores, sejam correntes ou paradas, águas de transição (como as estuarinas) ou águas costeiras (as mais frequentes), que sejam autorizadas para o uso de banhos pelas actividades competentes. Estas águas são idealmente promovidas como balneares a nível local, nacional e até internacional. Não sendo áreas proibidas, o seu acesso deve ser permitido e facilitado a um número considerável de banhistas locais e/ou visitantes.^[30]

A regularização da qualidade das águas para usos balneares é assegurada pelo Decreto-Lei nº135/2009, de 3 de Junho, que transpõe a Directiva nº2006/7/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 8 de Dezembro, para a ordem jurídica nacional. Este decreto, que veio actualizar o que estava consignado no Decreto-Lei nº236/98 de 1 de Agosto, relativamente à qualidade de águas balneares, estabelece o regime de identificação, gestão, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares, incluindo ainda o dever de prestar informação ao público sobre a mesma, tendo como principais preocupações a protecção da saúde humana e a preservação, protecção e melhoria da qualidade do ambiente. Com base na análise laboratorial de amostras de água recolhidas num período prolongado de tempo, as águas são classificadas como “más”, “aceitáveis”, “boas” ou “excelentes”.

Na eventualidade de uma classificação de “má” para uma água balnear, deve ser interdita a prática balnear ou promovido o seu desaconselhamento permanente, de modo a evitar a exposição dos banhistas à poluição (o público deve ser informado desta classificação por meio de um aviso claro e simples). A ARH deve identificar as causas por detrás desta classificação, colaborando com as entidades responsáveis por descargas no meio hídrico ou no solo de forma a reduzir os valores da contaminação.

Assim, no referido Decreto-Lei encontram-se definidos os valores de enterococos intestinais para cada classe de qualidade da água: para valores inferiores a 185 unidades formadoras de colónias/100 ml a água é “aceitável” para usos balneares, sendo que para valores inferiores a 200ufc/100 ml é considerada “boa” e para valores inferiores a 100 ufc/100 ml a qualidade da água se assume como “excelente”. Analogamente, estão definidos os valores máximos de *Escherichia Coli* como parâmetro descritor da qualidade da água, sendo que para valores inferiores a 500ufc/100 ml a

água é considerada “boa” para práticas balneares, sendo uma água “excelente”, em termos deste parâmetro, aquela que apresente valores inferiores a 250ufc/100 ml. [31]

Note-se, no entanto, que esta regulamentação é apenas aplicável durante a época balnear, geralmente compreendida entre 1 de Junho e 30 de Setembro, embora essas datas possam ser sujeitas a alterações. Isto exclui o controlo da qualidade das águas no restante período de tempo, não se considerando os utentes das praias como os praticantes de actividades recreativas aquáticas, que são geralmente actividades não sazonais. De facto, no caso dos desportos de ondas, as ondulações maiores e mais frequentes nos meses de Inverno levam a que haja cada vez mais praticantes mesmo fora da época balnear definida.

Na legislação nacional deve ainda ter-se em conta o Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto no qual consta também uma secção relativa à qualidade das águas balneares. A tabela seguinte sumariza os Valores Máximos Recomendados (VMR) e os Valores Máximos Admissíveis (VMA) considerados no Anexo XV deste Decreto-lei, para os parâmetros de qualidade da água relevantes a esta dissertação:

Tabela II.5 - VMR e VMA constantes do Decreto-lei nº236/98 de 1 de Agosto

Parâmetro	VMR	VMA
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	500	10 000
Coliformes Fecais (NMP/100 ml)	100	2 000
Oxigénio Dissolvido (em % de saturação) (em mg O ₂ /L)	80 – 120 9,2 – 13,8	-

Apenas com um propósito comparativo, analisou-se o relatório da United States Environmental Protection Agency (USEPA) dos Estados Unidos da América denominado “*Bacterial Water Quality Standards for Recreational Waters*”. Segundo este relatório, para as águas balneares costeiras apenas está definido o valor de 35NMP/100 ml de enterococos como limite de contaminação biológica. No entanto, os parâmetros descritores da qualidade da água podem variar para cada estado, sendo que alguns estados adoptaram o teor de Coliformes Totais (CT) como limitativo da qualidade da água para usos recreativos, o que se revela útil no âmbito deste trabalho. Assim, enquanto no estado do Connecticut os teores de CT não podem ultrapassar os 500 NMP/100 ml, há estados como o de New York ou Califórnia, que restringem o valor máximo para 50 ou 240 NMP/100 ml, respectivamente e, para as classes de mais elevada qualidade da água (classe AA), é recomendável que os teores de CT nunca ultrapassem 10 000 CT no caso da Califórnia, ou que não mais de 20% das amostras ultrapassem os 240 CT para o estado de New York. Há ainda estados com critérios menos exigentes de contaminação por Coliformes Totais, como a cidade de Los Angeles, que admite até 1 000 NMP/100 ml desde que nenhuma amostra exceda os 10 000 NMP/100 ml.

Analogamente, os relatórios da Organização Mundial de Saúde contêm apenas os teores de enterococos intestinais como parâmetro indicador da qualidade da água, não havendo referência aos teores de coliformes totais máximos aconselháveis para uma água de uso recreativo, admitindo assim

valores inferiores a 40 NMP/100 ml de enterococos intestinais para a classe A (melhor qualidade da água), 200 e 500 NMP/100 ml para as classes B e C, respectivamente. A par desta classificação, esta organização relaciona ainda a percentagem de risco de contracção de doenças gastrointestinais e respiratórias para cada classe. ^[1]

PARTE III - MODELAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES

1. Introdução

O presente capítulo é referente à modelação da qualidade das águas interiores realizada para a bacia hidrográfica correspondente ao rio de S. Domingos e seus afluentes procurando sumarizar como foram obtidos os dados necessários, bem como o tratamento a que os mesmos foram sujeitos antes da sua introdução como entradas no modelo QUAL2E. Foram recolhidos dados de natureza hidrológica para caracterização do escoamento na bacia hidrográfica em estudo, e também dados de qualidade da água para avaliação das cargas poluentes afluentes à foz do rio de S. Domingos. Este capítulo termina com a apresentação dos resultados obtidos e respectiva discussão.

2. O modelo QUAL2E

O modelo de simulação matemática da qualidade da água utilizado no estudo desenvolvido foi o QUAL2E, na sua versão 3.0., EPA/600/3-87/007 de Julho de 1987, distribuído pelo “Centre for Environmental Research Information (CERI)” da “United States Environmental Protection Agency (USEPA)”. Esta versão do modelo foi desenvolvida pela “Tufts University, Department of Civil Engineering” em cooperação com o “EPA Centre for Water Quality Modeling (CWQM), Environmental Research Laboratory, Athens, GA”. Desde a apresentação da primeira versão, Qual-II em 1970, várias versões do modelo foram desenvolvidas, sendo que a versão usada, a 3.0., apresenta, em relação à versão anterior (Versão 2.2., Brown and Barnwell, 1985), melhorias essencialmente ao nível da análise de incerteza (UNCAS) para a simulação em estado estacionário.

Este modelo é geralmente usado na modelação de sistemas dentríticos com boas condições de mistura e permite simular simultaneamente até quinze parâmetros de qualidade da água (em qualquer combinação seleccionada pelo utilizador): oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, temperatura, algas como clorofila-a, azoto orgânico, azoto amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, um parâmetro não conservativo arbitrário e três parâmetros conservativos.^[20]

Em termos hidráulicos, o modelo assume os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão na direcção principal do escoamento (eixo longitudinal do curso de água), permitindo ainda a consideração de múltiplas descargas de poluição e entradas de afluentes, bem como tomadas de água e acumulação ou diminuição do caudal ao longo de cada troço. O QUAL2E tem, no entanto, a limitação relativa à simulação de períodos de tempo em que o regime de escoamento possa ser considerado permanente, podendo realizar-se simulações em estado estacionário (“steady-state”) ou dinâmicas (com variações diurnas dos dados meteorológicos ao nível da qualidade da água).

A actual versão do modelo QUAL2E engloba um outro programa de cálculo, denominado QUAL2E-UNCAS, que permite ao utilizador realizar análises de incerteza sobre o resultado das simulações

obtidas pelo modelo QUAL2E, disponibilizando três técnicas diferentes de análise de incerteza: análise de sensibilidade, análise de erros de primeira ordem e simulações de Monte Carlo.

2.1. Representação conceptual, funcional e computacional

A transposição da rede hídrica real para o modelo responsável pela modelação da qualidade da água ao longo da mesma passa por três fases: a representação conceptual, a representação funcional e a representação computacional.

A **representação conceptual** envolve a definição gráfica do sistema, pela descrição das suas propriedades geométricas, condições de fronteira e inter-relações entre as várias secções do sistema e é geralmente desenvolvida pela repartição do sistema em troços.^[32]

A Figura III.1 representa um troço (n) do sistema dividido em vários elementos computacionais de comprimento Δx , sendo que para cada um desses elementos computacionais o balanço hidrológico é descrito pelo caudal que entra na secção de montante (Q_{i-1}), pelo caudal que sai na secção a jusante do mesmo elemento computacional (Q_i), e pelas restantes entradas e saídas de caudais (Q_{xi}) correspondentes a descargas de efluentes ou caudais laterais.

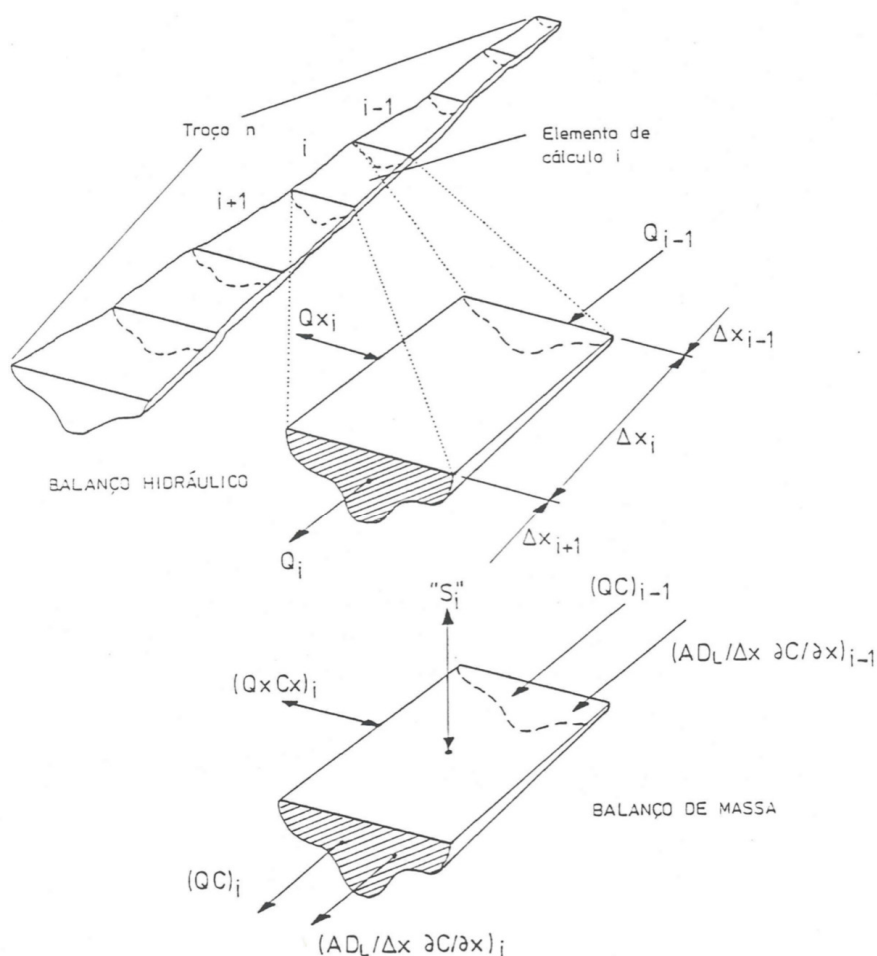


Figura III.1 - Discretização de cada troço do sistema^[32]

Por outro lado, a **representação funcional** compreende a formulação dos processos ocorrentes no sistema sob a forma de um conjunto de equações, envolvendo cada variável e as suas relações com os restantes parâmetros do modelo.

O balanço hidrológico, atrás apresentado, pode ser traduzido pela expressão seguinte, considerando que o regime de escoamento é permanente.

Equação 1 - Equação de balanço hidrológico ^[32]

$$\left(\frac{\delta Q}{\delta x}\right)_i = (Qx)_i$$

Este balanço hidrológico reflecte-se em cada elemento computacional. Considerando uma secção transversal trapezoidal, resulta a seguinte equação:

Equação 2 – Caudal para secção trapezoidal ^[32]

$$Q = \frac{1.486}{n} \cdot A_x \cdot R_x^{2/3} \cdot Se^{1/2}$$

Onde:

A_x = área transversal da secção trapezoidal (m^2)

R_x = raio hidráulico ($m^{2/3}$)

n = coeficiente de rugosidade da fórmula de Manning- Strickler ($m^{-1/3} \cdot s$)

Se = declive do troço (adimensional)

O modelo calcula ainda o coeficiente da dispersão longitudinal a partir da expressão seguinte, considerando a dispersão um mecanismo de transporte de convecção, associado a uma variação espacial da velocidade:

Equação 3 - Coeficiente de dispersão longitudinal ^[32]

$$D_L = 3,13 \cdot k \cdot n \cdot u \cdot h^{\frac{5}{6}}$$

onde:

D_L – coeficiente de dispersão longitudinal ($m^2 \cdot s^{-1}$)

k – constante de dispersão

n – coeficiente de rugosidade da fórmula de Manning-Strickler ($m^{-1/3} \cdot s$)

u – velocidade média do escoamento ($m \cdot s^{-1}$)

h – altura de escoamento (m)

Tal como o balanço hidrológico apresentado, também o balanço de massa para um qualquer constituinte é efectuado pelo QUAL2E para cada um dos elementos computacionais.

O balanço de massa para um determinado parâmetro de qualidade da água, C , pode ser descrito para cada elemento computacional segundo a equação seguinte, que considera como mecanismos de transporte de massa os fenómenos de advecção e dispersão, e que inclui os efeitos da advecção,

dispersão, diluição, reacções sofridas pelo parâmetro em questão e as fontes e sumidouros do mesmo, sendo que para cada elemento computacional são consideradas condições de mistura completa:

Equação 4 - Equação de transporte de massa ^[32]

$$\frac{\delta M}{\delta t} = \frac{\delta(A_x D_L \frac{\delta C}{\delta x})}{\delta x} dx - \frac{\delta(A_x u C)}{\delta x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} \pm S$$

Em que:

M – massa do parâmetro (mg)

A_x – área da secção transversal (m^2)

x – distância (m)

D_L – coeficiente de dispersão longitudinal ($m^2.s^{-1}$)

t – tempo (s)

u – velocidade média de escoamento (m/s)

C – concentração (mg/L)

S – fontes ou sumidouros externos (mg/s)

Deste modo, o sistema é definido como uma cadeia de reactores de mistura completa (os elementos computacionais constituintes dos troços), que se encontram ligados sequencialmente através dos processos de transporte e dispersão. Para cada troço considera-se uma uniformidade das características hidráulicas e geométricas, como o declive do leito, a área da secção transversal, ou o coeficiente de rugosidade, entre outros, e também taxas biológicas e químicas constantes (tais como a taxa de decaimento da CBO_5 , por exemplo).

Finalmente a **representação computacional** corresponde ao processo através do qual o modelo funcional é transposto para os procedimentos computacionais.

2.2. Modelação de Parâmetros de Qualidade da Água

Também para os diferentes parâmetros de qualidade da água o modelo assume diferentes equações que traduzem os seus comportamentos na massa hídrica. Um dos principais parâmetros a ter em conta na modelação da qualidade de uma massa de água é a sua capacidade de manutenção de um teor adequado de oxigénio dissolvido (OD), sendo que as concentrações deste parâmetro são afectadas pela actividade fotossintética das algas, processo de rearejamento a partir do contacto com a atmosfera, respiração vegetal e animal, carência bêntica de oxigénio, carência bioquímica de oxigénio, nitrificação, salinidade e temperatura da massa de água, entre outros.

Assim, para a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), o modelo considera uma reacção de decaimento de primeira ordem para descrever este processo de desoxigenação, presente na seguinte expressão:

Equação 5 - Concentração da CBO última ^[32]

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 * L - k_2 * L$$

Onde:

L – concentração da CBO última (mg/L)

k_1 – taxa de decaimento da CBO por desoxigenação, dependente da temperatura (dia^{-1})

k_2 – taxa de remoção da CBO devido à sedimentação, dependente da temperatura (dia^{-1})

Note-se que esta expressão considera já a remoção da CBO resultante do processo de sedimentação. O modelo QUAL2E simula a CBO denominada CBO última (CBO_{ult}), mas pode optar-se por uma conversão desta a carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias (CBO_5). Para essa conversão, o modelo recorre à seguinte expressão, em que KCBO representa o coeficiente de conversão e geralmente assume o valor de $0,23 \text{ dia}^{-1}$:

Equação 6 - Conversão da CBO_{ult} em CBO_5 [32]

$$\text{CBO}_5 = \text{CBO}_{\text{ult}} \cdot 1.0^{(-\text{KCBO})}$$

Da mesma forma, o teor em Oxigénio Dissolvido na massa de água é determinado pelo QUAL2E para cada troço. Este teor depende essencialmente da capacidade de rearejamento do curso de água, função dos processos de advecção e difusão que ocorrem no sistema e nas fontes e sumidouros internos de oxigénio. Como fontes de OD considera-se o rearejamento através da interface ar/água, o oxigénio produzido pela actividade fotossintética das algas e o oxigénio dissolvido nos escoamentos afluentes ao sistema (rejeições e caudais difusos), enquanto como sumidouros de oxigénio se assumem a oxidação bioquímica da matéria orgânica, o consumo de oxigénio pela respiração das algas e o oxigénio dissolvido consumido ao nível da camada bêntica. A taxa de variação de oxigénio dissolvido numa massa de água é determinada pelo modelo através da seguinte equação diferencial:

Equação 7 - Variação do oxigénio dissolvido [32]

$$\frac{dO}{dt} = k_2 \cdot (O' - O) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) \cdot A - k_1 \cdot L - \frac{k_4}{h} - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2$$

Onde:

O – concentração de oxigénio dissolvido ($\text{mg O}_2/\text{L}$)

O' - concentração de saturação de oxigénio dissolvido nas condições locais de pressão e temperatura (mg/L)

α_3 - taxa de produção fotossintética de oxigénio dissolvido por unidade de massa de algas ($\text{mg de O/mg de algas}$)

α_4 - taxa de consumo de oxigénio (respiração) por unidade de massa de algas ($\text{mg de O/mg de algas}$)

α_5 - taxa de consumo de oxigénio por unidade de massa de azoto amoniacal oxidado ($\text{mg de O/mg de azoto amoniacal}$)

α_6 - taxa de consumo de oxigénio por unidade de massa de nitrito oxidado ($\text{mg de O/mg de nitrito}$)

μ - taxa de crescimento de algas, dependente da temperatura (dia^{-1})

ρ - taxa de respiração de algas, dependente da temperatura (dia^{-1})

A – concentração da biomassa de algas (mg de algas/L);

L – concentração da CBO_{ult} (mg/L);

h – altura média da coluna de água (m);

K_1 – taxa de decaimento da CBO, dependente da temperatura (dia^{-1});

K_2 – taxa de rearejamento, dependente da temperatura (dia^{-1});

K_4 – taxa de carência de oxigénio no sedimento, dependente da temperatura ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$);

β_1 - taxa de oxidação do azoto amoniacal, dependente da temperatura (dia^{-1});

β_2 - taxa de oxidação de nitrito, dependente da temperatura (dia^{-1});

N_1 – concentração de azoto amoniacal (mg.l^{-1});

N_2 – concentração de nitrito (mg.l^{-1}).

A solubilidade do oxigénio dissolvido na água diminui com o aumento da temperatura, com o aumento do teor de sólidos dissolvidos e com a diminuição da pressão atmosférica. O modelo QUAL2E inclui assim equações para o equilíbrio de saturação do oxigénio dissolvido em função da temperatura, bem como para condições de pressão diferentes da pressão atmosférica normal. Pelo facto de nem a salinidade nem a concentração de cloretos serem explicitamente simuladas pelo modelo, este não corrige o valor da concentração de saturação de oxigénio dissolvido em função dos valores desses parâmetros.

Equação 8 - Concentração de Saturação de oxigénio dissolvido (equilíbrio corrigido) ^[32]

$$\ln O' = -139,34410 + \left(\frac{1,575701 \cdot 10^5}{T}\right) - \left(\frac{6,642380 \cdot 10^7}{T^2}\right) + \left(\frac{1,243800 \cdot 10^{10}}{T^3}\right) - \left(\frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T^4}\right)$$

em que

O' - concentração de oxigénio dissolvido à pressão de 1 atm (mg/L);

T – temperatura ($^{\circ}\text{K}$).

Equação 9 - Concentração da saturação do oxigénio dissolvido para pressões diferentes de 1atm ^[32]

$$O_p = O^* \cdot P \cdot \frac{\left(1 - \frac{P_{wv}}{P}\right) \cdot (1 - \Phi \cdot P)}{(1 - P_{wv}) \cdot (1 - \Phi)}$$

em que

O_p – concentração de saturação de oxigénio dissolvido para pressão diferente de 1 atm (mg/L);

O^* – concentração de saturação de oxigénio dissolvido para pressão igual a 1 atm (mg/L);

P – pressão (atm), numa gama desde as 0 atm até às 2 atm;

P_{wv} – pressão parcial do vapor de água (atm) que pode ser calculada por:

Equação 10 - Pressão parcial do vapor de água ^[32]

$$\ln P_{wv} = 11,8571 - \left(\frac{3840,70}{T}\right) - \left(\frac{216961}{T^2}\right)$$

e

$$\Phi = 0,000975 - (1,426 \cdot 10^{-5} \cdot t) + (6,463 \cdot 10^{-8} \cdot t^2)$$

em que t representa a temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

O ciclo de azoto também é considerado no processo de modelação, considerando a transformação do azoto orgânico para azoto amoniacal, seguidamente para nitritos (NO_2) e finalmente para a forma de nitratos (NO_3), sendo que o modelo inclui a modelação destas quatro formas azotadas. Destes parâmetros excluiu-se, na realização deste trabalho e por insuficiência de dados, a modelação do azoto orgânico, simulando-se os três restantes compostos do ciclo do azoto.

Assim, a concentração de azoto sob a forma de azoto amoniacal é calculado com recurso à expressão seguinte:

Equação 11 - Concentração de azoto amoniacal ^[32]

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{d} - F_1 \cdot \alpha_1 \mu A$$

Onde:

$$F_1 = \frac{PN \cdot N_1}{(PN \cdot N_1 + (1 - PN) \cdot N_3)}$$

N_1 – concentração de azoto amoniacal ($\text{mg NH}_4^+/\text{L}$);

N_3 – concentração de nitratos ($\text{mg NO}_3/\text{L}$);

N_4 – concentração de azoto orgânico (mg N/L);

β_1 – constante de oxidação biológica do azoto amoniacal, dependente da temperatura (dia^{-1});

β_3 – taxa de hidrólise de azoto orgânico (dia^{-1});

α_1 – fracção da massa de algas constituída por azoto (mg N/mg algas);

σ_3 – taxa de fornecimento bentónico de azoto ($\text{mg N/m}^2 \cdot \text{dia}$);

d – profundidade média (m);

F_1 – fracção de azoto amoniacal consumido pelas algas;

μ - taxa de crescimento de algas (dia^{-1});

A – concentração de algas na biomassa (mg algas/L);

PN – factor de preferência para azoto amoniacal (de 0 a 10).

Por sua vez, os nitritos são calculados com base na concentração de azoto amoniacal, através da seguinte equação:

Equação 12 - Concentração de nitritos ^[32]

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

Onde:

N_1 – concentração de azoto amoniacal ($\text{mg NH}_4/\text{L}$);

N_2 – concentração de nitritos ($\text{mg NO}_2/\text{L}$);

β_1 – constante de oxidação biológica do azoto amoniacal, dependente da temperatura (dia^{-1});

β_2 – constante de oxidação biológica de nitritos, dependente da temperatura (dia^{-1}).

Finalmente, o azoto sob a forma de nitratos é calculado pelo QUAL2E com recurso à expressão:

Equação 13 - Concentração de nitratos ^[32]

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F) \cdot \alpha_1 \mu A$$

Em que:

N_2 – concentração de nitritos (mg NO_2/L);

N_3 – concentração de nitratos (mg NO_3/L);

β_2 – constante de oxidação biológica de nitritos, dependente da temperatura (dia^{-1});

α_1 – fracção da massa de algas constituída por azoto (mg N/mg algas);

μ - taxa de crescimento de algas (dia^{-1});

A – concentração de algas na biomassa (mg algas/L);

F – fracção de azoto consumido pelas algas.

Analogamente, também o ciclo do fósforo é simulado pelo modelo QUAL2E, considerando este nutriente sob a forma de fósforo orgânico e fósforo dissolvido. As formas orgânicas de fósforo têm a sua origem na morte celular de algas, sendo depois convertidas para a sua forma inorgânica estando novamente disponíveis para o consumo biológico das algas. O fósforo com origem nas estações de tratamento de águas residuais apresenta-se geralmente na sua forma inorgânica, sendo rapidamente consumido pelas algas presentes na massa de água ^[20]. Para a determinação do teor em fósforo dissolvido, o modelo recorre à expressão seguinte:

Equação 14 - Concentração de Fósforo Dissolvido ^[32]

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A$$

Onde:

P_1 – concentração de fósforo orgânico (mg P/L);

P_2 – concentração de fósforo dissolvido/inorgânico (mg P/L);

β_4 - taxa de decaimento do fósforo orgânico, dependente da temperatura (dia^{-1});

σ_2 – taxa de fornecimento bentónico de fósforo dissolvido (mg P/ m^2 .dia);

α_2 – fracção da massa de algas constituída por fósforo (mg P/mg algas);

d – profundidade média (m);

μ - taxa de crescimento de algas (dia^{-1});

A – concentração de algas na biomassa (mg algas/L).

Relativamente aos Coliformes o QUAL2E usa uma função de decaimento de primeira ordem que considera apenas a taxa de mortalidade dos mesmos, sendo os coliformes parâmetros não conservativos que não interagem com os outros constituintes:

Equação 15 - Equação de decaimento dos coliformes ^[32]

$$\frac{dE}{dt} = -K_s \cdot E$$

em que

E – concentração de coliformes (NMP/100 ml);

K_s – taxa de decaimento dos coliformes, dependente da temperatura (dia⁻¹).

Neste trabalho, recorreu-se à simulação dos Coliformes Totais através do parâmetro Coliformes, disponível no modelo, enquanto os Coliformes Fecais, que constituem um importante parâmetro microbiológico descritor da qualidade da água, foram simulados através do Parâmetro Não Conservativo Arbitrário (ANC – *Arbitrary Nonconservative Constituent*). Para este parâmetro, em adição a um mecanismo de decaimento de primeira ordem, o modelo considera ainda um balanço de massas com fontes e sumidouros para este constituinte. Assim, o comportamento do ANC é simulado segundo a expressão:

Equação 16 - Decaimento do parâmetro não conservativo ^[32]

$$\frac{dR}{dt} = -K_6 \cdot R \cdot \sigma_6 \cdot R + \frac{\sigma_7}{d}$$

Onde:

R – concentração de ANC (mg ANC/L);

K₆ – taxa de decaimento para o constituinte, dependente da temperatura (dia⁻¹);

σ₆ – taxa de sedimentação do constituinte, dependente da temperatura (dia⁻¹);

σ₇ – fonte bêntica para o constituinte, dependente da temperatura (mg ANC/m².dia);

d – profundidade média (m).

A temperatura, por sua vez, é calculada com recurso a um balanço energético dependente da radiação solar incidente na massa de água. O balanço energético é realizado, à semelhança do balanço hidráulico e do balanço de massas, para cada um dos elementos computacionais e considera as entradas e perdas de energia a partir das funções forçadoras do sistema, bem como as trocas de energia através da interface ar/água, incluindo ainda a radiação de onda curta e de onda longa e fenómenos de convecção e evaporação. A figura seguinte ilustra os diferentes fluxos de energia considerados pelo modelo QUAL2E ao nível da interface ar/água:

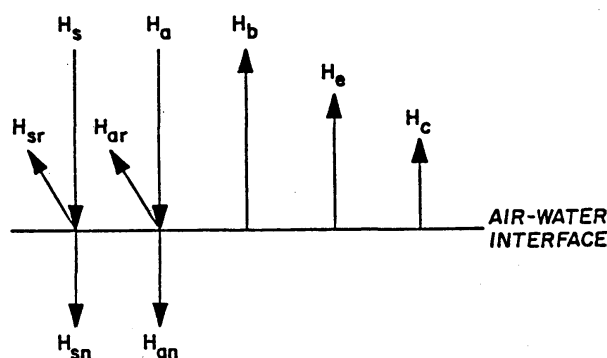


Figura III.2 - Componentes do balanço energético ^[32]

Assim, a expressão que resume o balanço energético realizado pelo QUAL2E é dada por:

Equação 17 - Balanço energético ^[32]

$$H_n = H_{sn} + H_{an} - H_b - H_c - H_e$$

em que:

H_n – fluxo de energia que atravessa a interface ar/água (Langley/h);

H_{sn} – radiação solar de onda curta, após perdas por absorção e dispersão na atmosfera e por reflexão na interface ar/água (Langley/h);

H_{an} – radiação atmosférica de onda longa (Langley/h);

H_b – radiação de onda longa reflectida (Langley/h);

H_c – perda de energia através do fluxo convectivo (Langley/h);

H_e – perda de energia na evaporação (Langley/h).

Para este balanço energético, o modelo exige dados geográficos da bacia hidrográfica como a sua latitude e longitude, bem como o período do ano a que se reporta a simulação, coeficientes de evaporação e um coeficiente de atenuação função das partículas em suspensão presentes na atmosfera. Adicionalmente, são necessários outros dados climatológicos tais como temperatura dos termómetros seco e húmido, pressão atmosférica, cobertura de nuvens e velocidade do vento. Estes parâmetros e os valores assumidos para os mesmos encontram-se explicados com maior detalhe em secções posteriores do presente trabalho.

Os valores da temperatura da água calculados pelo modelo são usados para corrigir os valores das taxas de reacção que são dependentes da temperatura, e das quais dependem os valores de outros parâmetros descritores da qualidade da água. Os valores destas taxas de reacção são introduzidos no modelo considerando-se uma temperatura padrão de 20°C, sendo posteriormente corrigidos, em função dos valores da temperatura da água calculados pelo modelo, através de expressões do tipo:

Equação 18 - Taxa de reacção em função da temperatura ^[32]

$$X_t = X_{20} \cdot \theta^{(t-20)}$$

em que

X_t – valor da taxa de reacção à temperatura t ;

X_{20} – valor da taxa de reacção à temperatura padrão de 20°C;

θ - constante empírica para cada taxa de reacção.

Os valores dos factores de correcção em função da temperatura (constantes empíricas) podem ser introduzidos pelo utilizador. Contudo, na ausência de valores específicos a introduzir pelo utilizador, o modelo QUAL2E utiliza para esses factores de correcção os valores por defeito que possui incorporados.

2.3. Análise de Incerteza

O modelo QUAL2E incorpora ainda um outro programa de cálculo, denominado QUAL2E-UNCAS, que permite a afectação dos ficheiros modelados por uma análise de incerteza. Realça-se a importância crescente das análises de incerteza aplicadas às simulações realizadas por modelos matemáticos, na medida em que lhes conferem um grau adicional de fiabilidade em temas como a qualidade de uma água para o consumo humano, ou outros fins que possam vir a afectar a saúde pública (tendo presente que o primeiro passo para uma análise do risco é a quantificação do erro).^[32]

O executável QUAL2E-UNCAS disponibiliza três técnicas de análise de incerteza: a simples análise de sensibilidade, uma análise de erros de primeira ordem e ainda um método de simulações de Monte Carlo. Os três métodos assentam em assumpções distintas, pelo que levam a resultados diferentes.

A análise de sensibilidade, sendo geralmente o método mais usado, permite perturbar individualmente ou em grupo algumas das variáveis de entrada, controlando-se a magnitude da perturbação desejada, do que resultam as variações no valor de cada valor modelado resultantes das alterações impostas. Adicionalmente, a análise de sensibilidade permite identificar quais as variáveis de entrada do modelo que exercem uma maior influência sobre os resultados da simulação, o que permite identificar sobre que parâmetro de controlo deve incidir um maior esforço que permite alcançar melhores resultados, bem como quais as variáveis de entrada às quais se deve dar preferência na calibração do modelo.^[32]

Por sua vez, a análise de erros de primeira ordem usa uma aproximação de primeira ordem para a relação das variações computacionais em situações várias. Este método permite obter uma matriz de coeficientes de sensibilidade normalizados, que representam a percentagem de alteração no valor de cada parâmetro resultante de uma alteração de 1% em cada variável de entrada. São exportadas ainda as componentes da variância de cada parâmetro seleccionado, que representam a percentagem da variância desse parâmetro atribuível a cada variável de entrada.

Finalmente, as simulações de Monte Carlo exigem, tal como no método anterior, o conhecimento da variância das variáveis de entrada, bem como a função de densidade de probabilidade das mesmas e a definição do número de simulações a realizar. Assim, este método define-se como uma estratégia para operar numericamente um sistema complexo com variáveis aleatórias, uma vez que as variáveis de entrada são seleccionadas aleatoriamente. A análise das distribuições obtidas é útil para avaliar a probabilidade de violação de um valor limite para um parâmetro de qualidade da água.^[32]

O facto de os últimos dois métodos requererem o conhecimento da variância das variáveis de entrada para operar faz com que a análise de sensibilidade acabe por ser a opção mais escolhida. No que respeita às limitações deste programa, o QUAL2E-UNCAS não consegue perturbar um só dado input, aplicando a magnitude da perturbação a todos os valores de entrada semelhantes (isto para a análise de erros de primeira ordem). Os valores nulos ou iguais a zero não são considerados pelo programa para a análise de incerteza.

No entanto, e por uma questão de simplificação processual, no âmbito do presente trabalho a análise de incerteza foi feita individualmente numa folha de cálculo sem recurso ao executável QUAL2E-UNCAS.

3. Cenários Considerados

Os dados recolhidos foram trabalhados estatisticamente de modo a serem introduzidos no modelo QUAL2E para a simulação de três cenários distintos. A importância de analisar mais do que um cenário prende-se com uma maior fiabilidade do processo de modelação e dos seus resultados face à variabilidade hidrológica decorrente de intervalos temporais distintos.

Seguidamente apresentam-se os cenários considerados neste trabalho:

- Cenário I – Cenário Médio - Este cenário considera os valores médios, quer de escoamento, quer dos diferentes parâmetros de contaminação simulados. Os resultados da modelação deste cenário servirão essencialmente para a comparação com os resultados obtidos nos dois restantes cenários.
- Cenário II – Cenário de Mês Húmido - A este cenário correspondem os valores de escoamento elevados, típicos dos meses de Inverno, como Janeiro e Fevereiro. Apesar de as descargas serem mais frequentes e mais significativas nestes meses, a contaminação das águas interiores acaba por ser inferior dada a sua maior diluição nos valores mais elevados dos caudais associados ao escoamento superficial. A importância da análise deste cenário deve-se ao facto de este corresponder aos meses em que a foz do rio de S. Domingos se encontra aberta, logo há maior passagem de caudal de origem telúrica para as águas costeiras, sendo que é também de Inverno que a população surfista mais frequenta as praias de Molhe Leste e Supertubos, que no Verão apresentam pouca entrada de ondulação.
- Cenário III – Cenário de Mês Seco - Contrariamente ao cenário anterior, o cenário de mês seco apresenta-se como a situação mais desfavorável para a qualidade das águas interiores. Esta situação resulta da baixa pluviosidade, que não permite que as linhas de água atinjam um escoamento superficial suficiente para assegurar a diluição da contaminação, que apresenta nestes meses valores mais elevados. De facto, no caso de estudo do rio de S. Domingos, a foz, na praia de Molhe Leste, é fechada durante os meses de época balnear, sendo que o escoamento fica interrompido e as águas retidas a montante da foz. Esta situação favorece a qualidade das águas costeiras, uma vez que o dique criado para retenção das águas, geralmente construído por areias, funciona como um processo de filtração natural, que retém parte da contaminação. Para a elaboração deste cenário foram considerados os dados de escoamento e de contaminação das águas relativos aos meses de Julho e Agosto.

4. Representação Conceptual

Uma vez seleccionados os cursos de água com influência na qualidade da água na foz do rio de S. Domingos, em relação aos quais se irá proceder à modelação da qualidade da água, tornou-se necessário proceder à representação conceptual do correspondente sistema, de forma a incorporar a mesma na simulação a desenvolver com o modelo QUAL2E. Assim, cada linha de água foi dividida em troços, definindo-se as coordenadas quilométricas de cada troço, segundo um critério de alteração significativa do declive do leito ou face à presença de uma confluência entre linhas de água. Ao nível da análise a desenvolver no presente trabalho, consideraram-se suficientes estes critérios para garantir a uniformidade das condições hidráulicas dentro de cada troço, embora uma análise mais detalhada ou a uma escala inferior devesse considerar diferentes parâmetros adicionais com importância para as condições hidráulicas do escoamento nas linhas de água.

A inclinação das três linhas de água seleccionadas, rio de S. Domingos, rio de Ferrel e rio Barrada, foi obtida através dos respectivos perfis longitudinais (apresentados em anexo), que foram obtidos através da carta militar (escala 1:25 000) que engloba a correspondente bacia hidrográfica, sendo que para tal se consideraram os pontos de intersecção das linhas de água com as curvas de nível, a partir de 10 metros acima do zero hidrográfico (cota atribuída à praia de Molhe Leste).

Também as confluências entre linhas de água, determinaram sempre a definição de um novo troço para jusante dessa confluência, uma vez que tal situação corresponde a uma potencial alteração das condições hidráulicas de escoamento.

Relativamente aos elementos computacionais constituintes de cada um dos troços considerados, unidades que correspondem a reactores de mistura completa ligados sequencialmente pelos mecanismos de transporte e dispersão, foi considerada uma extensão de 500 metros para cada elemento computacional, definida segundo o eixo longitudinal de cada linha de água. Um menor comprimento para cada unidade computacional levaria a um aumento da complexidade de cálculo resultante de uma maior partição dos troços, mas que teria pouco significado ao nível da fiabilidade dos resultados a obter. Por outro lado, unidades computacionais de maiores dimensões afectariam a estabilidade do cálculo do modelo, uma vez que é necessário garantir um número mínimo de elementos computacionais entre confluências, para que a dispersão e transporte de substâncias seja correctamente calculada.

Atendendo aos critérios referidos, obteve-se a seguinte representação conceptual:

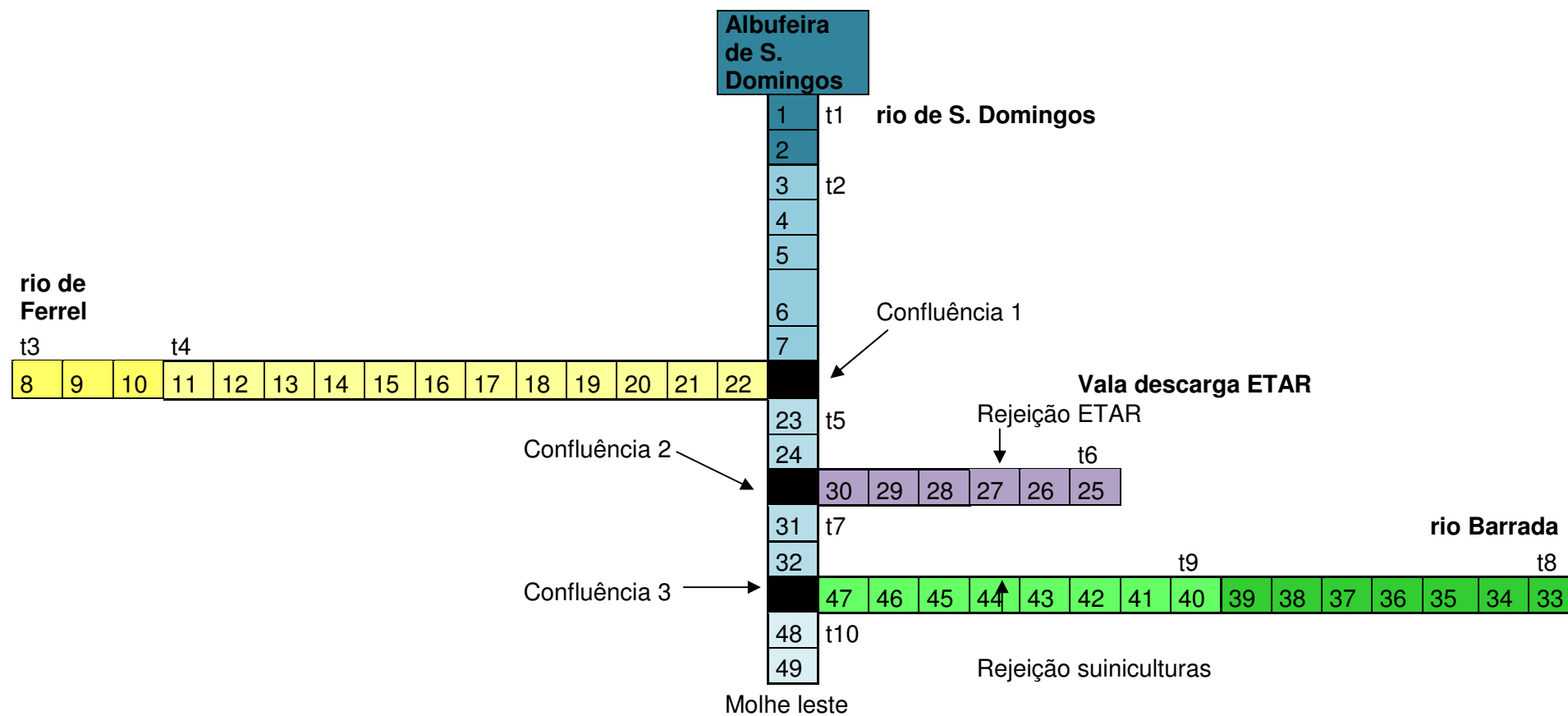


Figura III.3 - Representação Conceptual da Bacia Hidrográfica em estudo

Assim, foram considerados 10 troços na totalidade das três linhas de água e da vala de descarga da ETAR da Atouguia da Baleia, aos quais correspondem 49 elementos computacionais.

A Tabela III.1 sumariza a Representação Conceptual obtida, com a quilometragem (distância à foz em Molhe Leste, no caso do rio de S. Domingos, ou distância à confluência com o rio de S. Domingos, para as restantes linhas de água) associada a cada troço:

Tabela III.1 - Representação conceptual por troço

Troço	Linha de Água	Identificação do Troço	Quilometragem (em metros)	Observações
1	Rio de S. Domingos	SDOM1	6500 - 5500	rio de S. Domingos, a jusante da Albufeira de S. Domingos a 5,9 km da Foz em Molhe Leste
2	Rio de S. Domingos	SDOM2	5500 - 3000	Confluência com o rio de Ferrel ao km 2,5
3	Rio de Ferrel	FERR1	7500 - 6000	Cabeceira do rio de Ferrel
4	Rio de Ferrel	FERR2	6000 - 0	
5	Rio de S. Domingos	SDOM3	3000 - 2000	Confluência com a vala de descarga da ETAR da Atouguia da Baleia ao km 13
6	Vala de Descarga da ETAR	ETAR1	3000 - 0	Canal de água artificial, usado para descargas da ETAR da Atouguia da Baleia
7	Rio de S. Domingos	SDOM4	2000 - 1000	Confluência com o rio Barrada a 1000 metros a montante da foz
8	Rio Barrada	BARR1	7500 - 4000	Cabeceira do rio Barrada
9	Rio Barrada	BARR2	4000 - 0	
10	Rio de S. Domingos	SDOM5	1000 - 0	Troço final a montante da foz na praia do Molhe Leste

Importa ainda referir que, para a incorporação da representação conceptual no Modelo QUAL2E, a cada elemento computacional é atribuído um algarismo relativo às suas características específicas, de acordo com o referido em seguida ^[32]:

1. Elemento de Cabeceira;
2. Elemento Comum
3. Elemento a Montante de uma Confluência
4. Elemento a Jusante de uma Confluência
5. Elemento de Foz
6. Elemento de Rejeição

Segundo esta lógica, cada troço de cada linha de água foi definido por uma sequência de algarismos representativos das suas características específicas. Ao sistema de recursos hídricos considerado corresponderam a 4 cabeceiras e 3 confluências, mas apenas uma foz, na praia do Molhe Leste.

Ao nível das rejeições de cargas poluentes, consideraram-se as relativas às suiniculturas que efectuem as suas descargas em afluentes ou no próprio Rio Barrada, sendo que para o rio de S. Domingos e para o rio de Ferrel não foram consideradas quaisquer rejeições.

A rejeição da suinicultura Tereso e Santos foi considerada na linha de água principal do rio Barrada, juntamente com as rejeições das suiniculturas Seleccion e Euroeste, embora na realidade a descarga

seja feita para um dos seus afluentes. Esta simplificação não afectará a fiabilidade dos resultados da modelação, uma vez que o afluente que recebe a descarga da Tereso e Santos conflui com o rio Barrada no ponto de confluência deste com o rio de S. Domingos, e a extensão percorrida até esta última confluência é semelhante (logo o decaimento da contaminação microbiológica seria também análogo).

Para o rio Barrada, o elemento computacional que reúne os resultados do balanço de massas dos efluentes das três suiniculturas é o elemento número 44, correspondente ao quinto elemento do nono troço tomando como referência a representação conceptual adoptada

Representou-se ainda a rejeição da ETAR da Atouguia da Baleia, na denominada Vala de Descarga da ETAR, mais precisamente no elemento 27 da Representação Conceptual adoptada, correspondente ao terceiro elemento do sexto troço, localizado a cerca de 1500 metros acima da sua confluência com o rio de S. Domingos.

5. Recolha dos dados necessários ao funcionamento do modelo

5.1. Introdução

No âmbito do processo de recolha dos dados necessários ao funcionamento do modelo, foram obtidos registos relativos à qualidade da água dos seguintes sistemas:

- Albufeira de S. Domingos;
- Efluente da ETAR da Atouguia da Baleia;
- Efluentes de três explorações suínolas localizadas na bacia hidrográfica do rio Barrada;
- Carga de poluição difusa, consoante a ocupação do solo, sendo que neste último caso se recorreu a estimativas baseadas em taxas de exportação.

Os dados obtidos foram trabalhados tendo em conta a sua introdução como entradas no modelo QUAL2E, pelo que o tratamento das correspondentes séries de dados foi desenvolvido tendo em consideração os três cenários de simulação adoptados.

Para a calibração do modelo, recorreu-se a dados de contaminação microbiológica das linhas de água em estudo, recolhidos por alunos de Biotecnologia da Escola Superior de Tecnologias do Mar do Instituto Politécnico de Leiria.

No que respeita aos dados hidrológicos (precipitação e escoamento), estes foram obtidos através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) ^[33] e da recolha de dados efectuada no âmbito da revisão do Plano de Bacia Hidrográfica de 2011 para as Ribeiras do Oeste (PBH2011) ^[34], tendo sido obtidos dados para a totalidade da bacia hidrográfica afectada ao rio de S. Domingos.

5.2. Características Gerais da Bacia Hidrográfica em Estudo

A área de estudo insere-se na bacia hidrográfica das ribeiras do Oeste (Região Hidrográfica número 4 – Lisboa e Vale do Tejo), que por sua vez se localiza na zona litoral centro de Portugal Continental, como ilustrado na Figura III.4. A bacia hidrográfica da Albufeira de S. Domingos constitui uma das principais bacias hidrográficas associadas a uma albufeira desta região hidrográfica.

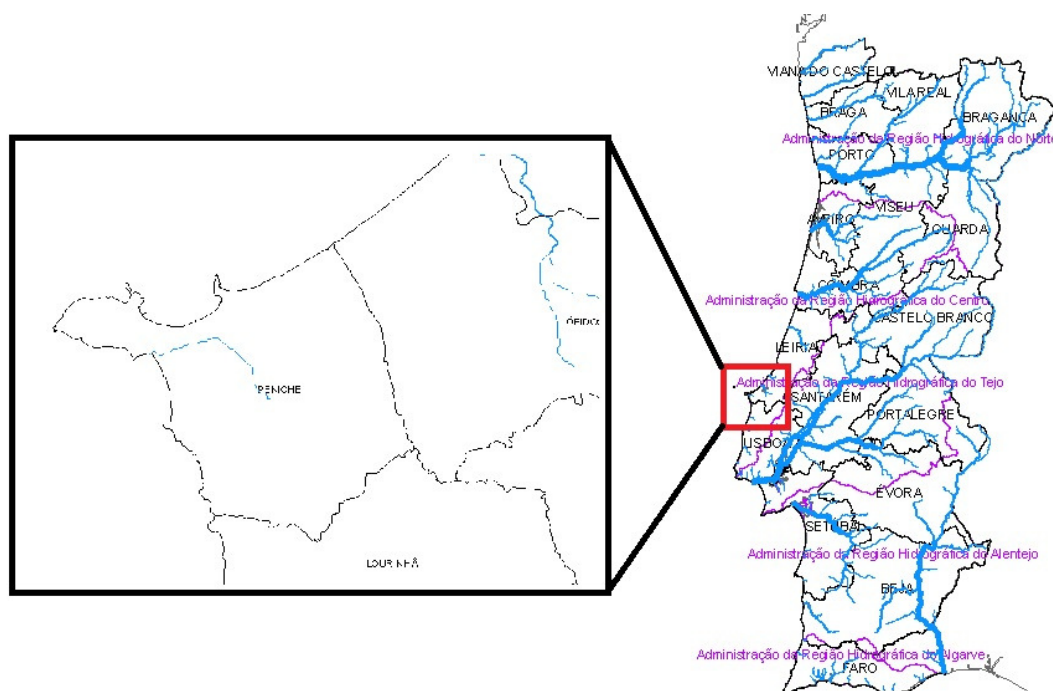


Figura III.4 - Enquadramento da Bacia Hidrográfica em estudo [24]

Em termos geológicos, esta região das ribeiras do Oeste constitui uma parte importante da Orla Ceno-Mesozóica Ocidental, uma das unidades estruturais constituintes do território continental. A zona de Peniche é marcada por uma natureza geológica essencialmente calcária (do nível estratigráfico J1), com origem no período Jurássico. Do período Holocénico do Quaternário conservam-se as dunas, areias de praia e depósitos de aluviões até à actualidade. A própria cidade de Peniche apresenta-se como uma região geomorfológica muito característica, pela sua natureza de Península apenas ligada ao continente por um cordão dunar. [27]

5.2.1. Albufeira de S. Domingos

A albufeira de S. Domingos surge na sequência da construção da barragem de S. Domingos, construída no rio com o mesmo nome no concelho de Peniche (coordenadas 39°20'4,694" e - 9°19'3,166"), mais concretamente junto à Vila de Atouguia da Baleia. Esta albufeira é dotada de uma barragem do tipo de enrocamento com núcleo, com um perfil zonado, constituído fundamentalmente por um aterro central argiloso, com duas camadas de enrocamento a montante e outras duas no maciço estabilizador a jusante, separadas do núcleo por meio de filtros de areia. Construída em 1993, a barragem permite o tratamento da água armazenada (na ETA da Atouguia da Baleia) para abastecimento das populações do município de Peniche, sendo este serviço garantido pelos Serviços Municipalizados de Peniche. Esta barragem tem um órgão de descarregamento do tipo Canal de Encosta, podendo descarregar um caudal de até 114,39 m³/s e uma altura da barragem de 33 metros acima do terreno natural. A área da bacia hidrográfica dominada pela secção da barragem é de aproximadamente 40 km². A altitude máxima da referida bacia hidrográfica é de 204 m a precipitação média ponderada anual é de 781 mm. No que respeita às capacidades de armazenamento, esta

albufeira tem uma capacidade máxima de 7900 dam³ e uma capacidade útil de 7548 dam³, sendo que apresentou para o mês de Junho de 2011 um volume armazenado de 6807 dam³ representativos de 86,2% da sua capacidade total ^[24]. Relativamente à ocupação do solo nas margens da albufeira, tem-se uma paisagem marcadamente rural, com 54,76% de área agrícola, 18,24% de terrenos agro-pastoris, e 17,64% de área florestal, segundo o Plano de Ordenamento de Albufeira correspondente de S. Domingos. ^[35]

5.2.2. Cursos de água estudados

Em termos de cursos de água, para este trabalho considerou-se o rio de S. Domingos, a jusante da referida albufeira. O rio de S. Domingos é uma linha de água de ordem 4 (classificação de Horton) e tem uma extensão de 11,8 km desde a sua nascente perto de Ribafria, no concelho da Lourinhã, até à foz na praia de Molhe Leste, apresentando um declive médio de 1,30% ^[24].

A jusante da barragem de S. Domingos, este curso de água atravessa apenas a malha urbana da Atouguia da Baleia, com cerca de 8 000 habitantes, seguindo depois por terrenos agrícolas ou de pasto paralelamente ao itinerário principal IP6, que o atravessa já perto da sua foz à entrada de Peniche sob a forma da Nacional 114 que dá acesso à cidade.

Adicionalmente foram também submetidos a simulação os dois principais afluentes do rio de S. Domingos: o rio de Ferrel e o rio Barrada, de acordo com o anteriormente referido ao nível da representação conceptual para o sistema em estudo.

O rio de Ferrel tem a sua nascente a uma cota de aproximadamente 120 metros, perto da localidade de Serra D'el Rei. Este curso de água atravessa ainda terrenos próximos das localidades de Casais de Mestre Mendo e Ferrel, a aldeia que lhe dá o nome. O sentido principal do curso desta linha de água de ordem 3 (classificação de Horton) é essencialmente de este para oeste, até confluir com o rio de S. Domingos a 2,5 km da sua foz. Pela sua proximidade às povoações referidas, as margens deste rio são pontilhadas por captações de água sob a forma de poços particulares, cujo objectivo se calcula ser o regadio, uma vez que se localiza numa região marcadamente agrícola.

O rio Barrada conflui com o rio de S. Domingos a apenas 750 m da sua foz no oceano Atlântico. Esta linha de água tem a sua nascente no concelho da Lourinhã, perto das localidades do Alto Veríssimo e Bufarda, a uma altitude de cerca de 100. Tal como o rio de Ferrel e o rio de S. Domingos, este curso de água de nível 3 (classificação de Horton) atravessa essencialmente terrenos agrícolas, pelo que são muitas as captações de água ao longo das suas margens. Apesar de ter um caudal pouco expressivo, é uma linha de água muito ramificada, com afluentes distribuídos pela área drenante que caracteriza a sua bacia hidrográfica. O sentido principal do seu escoamento é essencialmente de sul para norte, correndo paralelamente à costa sul de Peniche e ao areal que une a cidade à localidade da Consolação, onde se localizam as praias de Molhe Leste e Supertubos. ^[36]

Os perfis longitudinais destas três linhas de água podem ser consultados no Anexo 1 desta dissertação.

Com recurso à Carta Militar nº 337, correspondente à região em estudo, e depois de feito o levantamento da rede hidrográfica, traçaram-se ainda as sub-bacias hidrográficas associadas a cada uma das três linhas de água principais: o rio de S. Domingos, com a secção de referência na foz, concretamente na praia de Molhe Leste; o rio Barrada, com a secção de referência na confluência com o rio de S. Domingos, e rio de Ferrel, também com a secção de referência na confluência com o rio de S. Domingos, de acordo com o apresentado na Figura III.5:

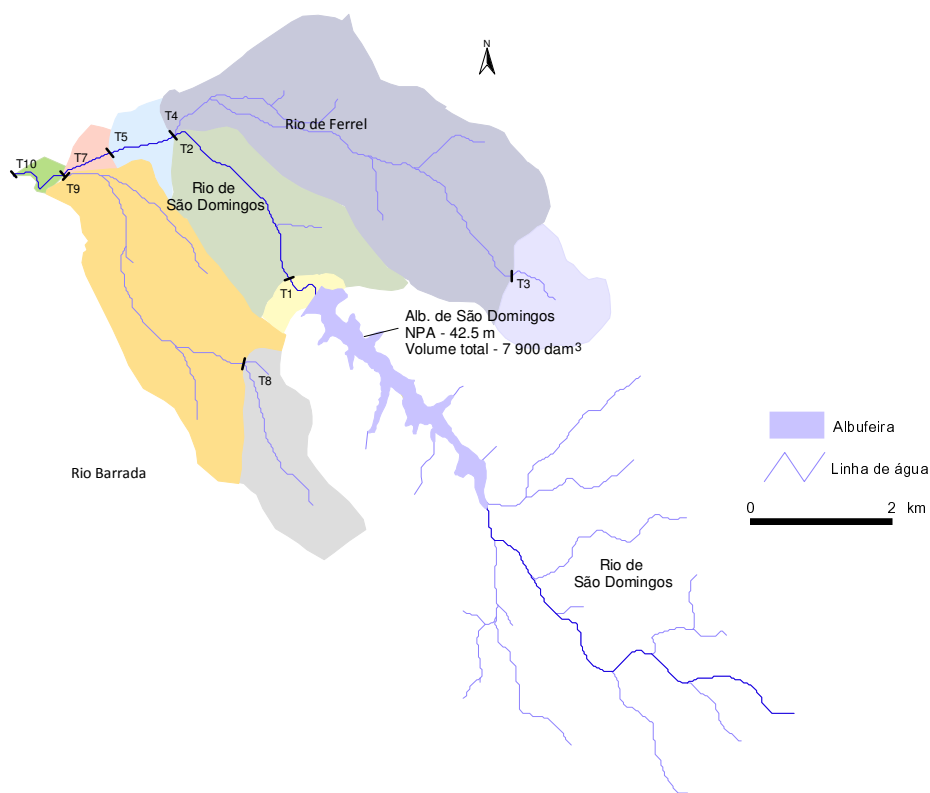


Figura III.5 - Áreas drenantes para cada troço (imagem obtida em ArcView)

Assim, para cada troço definido, obtiveram-se as seguintes áreas drenantes:

Tabela III.2- Áreas drenantes afectas a cada troço

Troço	Área (m ²)
1	475 009
2	4 378 006
3	1 904 428
4	10 791 909
5	746 989
7	332 584
8	2 701 088
9	6 710 360
10	184 488

5.3. Dados da Albufeira de S. Domingos

5.3.1. Dados Hidrológicos da Albufeira de S. Domingos

Para a estimativa dos caudais lançados para jusante da barragem de S. Domingos, recorreu-se aos seguintes conjuntos de dados:

- Dados descarregados do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH)
- Dados do Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste (PGBH 2011).

Assim, numa primeira análise, recorreu-se ao Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos para obter os dados de Precipitação Anual e Escoamento Anual (em milímetros e decâmetros cúbicos, respectivamente). Por não existirem estações hidrométricas na Bacia Hidrográfica em estudo, usaram-se os dados das estações mais próximas localizadas em Óbidos, a cerca de 25 km de Peniche. Apesar desta distância entre as duas localidades, a ocupação do solo é bastante semelhante, reduzindo o erro associado ao recurso a estas estações hidrométricas.

A Figura III.6 ilustra a localização das estações udométricas/udográficas consideradas, bem como os correspondentes polígonos de Thiessen que evidenciam as suas respectivas áreas de influência.

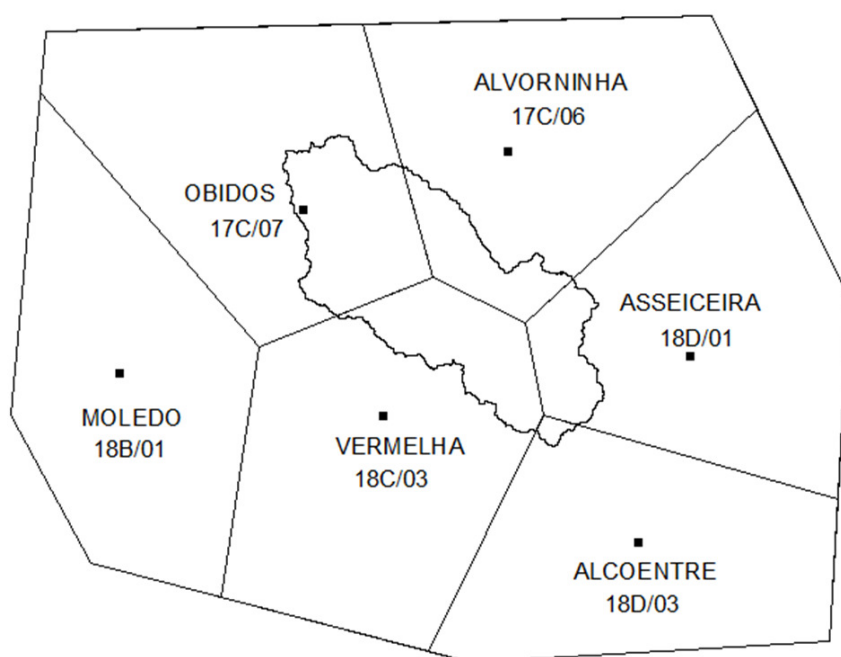


Figura III.6 - Estações hidrométricas consideradas (fonte ARCVIEW)

A estação do Moledo (18B/01), como ilustrado na Figura III.6., não tem qualquer influência na bacia hidrográfica dominada pela estação hidrométrica de Ponte de Óbidos (17C/04H), pelo que os seus dados de precipitação não foram considerados. Para as restantes cinco estações foram calculados os Coeficientes de Thiessen (A_i/A_t), sumarizados na Tabela III.3, que permitiram depois calcular os valores da precipitação total anual ponderada sobre a bacia hidrográfica, a partir dos registos de precipitação anual.

Tabela III.3 - Coeficientes de Thiessen para cada estação hidrométrica

	$A_i \text{ (m}^2\text{)}$	A_i/A_t
ALVORNINHA	21 343 258	0,187
ÓBIDOS	41 209 060	0,361
VERMELHA	33 116 320	0,290
ASSEICEIRA	16 929 836	0,148
ALCOENTRE	1 637 777	0,014
$A_t \text{ (m}^2\text{)}$	114 236 250	1,000

Assim, obtiveram-se séries de precipitação ponderada total anual para os anos hidrológicos de 1982/83 a 1988/89, e para todas as estações influentes na secção de referência da bacia hidrográfica dominada pela estação hidrométrica de Óbidos, que se cruzaram com os dados de escoamento total anual inerentes à referida estação, obtendo-se um coeficiente de regressão de 0,738 e a recta de regressão associada (Tabela III.4):

Tabela III.4 - Séries de Precipitação e Escoamento

Ano Hidrológico	Precipitação anual ponderada (P em mm)	Escoamento anual (E em mm)
	(mm)	(mm)
1982/83	558,64	55,15
1983/84	827,42	267,95
1984/85	891,53	457,04
1985/86	775,40	195,12
1986/87	738,64	148,90
1987/88	979,17	221,47
1988/89	632,97	110,74

Coeficiente de Correlação = 0,738

Recta de Regressão: $E = 0,66P - 305,21$

No entanto, apesar de a correlação obtida para os valores de precipitação e de escoamento descarregados do SNIRH ser bastante positiva, considerou-se que uma série de dados com apenas sete anos hidrológicos completos não seria representativa dos regimes de precipitação e escoamento da bacia hidrográfica, pelo que se recorreu às séries de dados usadas nos Planos de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste, de 2001 e de 2011.

Começou-se por uma análise comparativa dos Regimes de Escoamento Médio Mensal apresentados no PBHRO de 2001 ^[37] (Anexo 3B, Quadro A1.1) para a secção de referência da foz do rio de S. Domingos e para uma série de anos hidrológicos de 1941/42 a 1990/91, com os dados presentes no PBHRBO de 2011, estimados com recurso ao modelo Temez, para a mesma secção e para os anos hidrológicos de 1940/41 a 2007/08. A tabela seguinte sumariza os valores de escoamento médio mensal obtidos em cada plano (Tabela III.5):

Tabela III.5 - Comparação entre valores de escoamento (mm) PBH2001 e PBH2011

Mês	PGB2001	PGB2011
Janeiro	23,0	33,2
Fevereiro	24,5	38,3
Março	21,2	34,4
Abril	15,1	20,7
Maio	10,8	13,6
Junho	6,3	7,2
Julho	3,3	3,8
Agosto	1,5	2,0
Setembro	1,5	1,1
Outubro	6,8	0,7
Novembro	13,0	2,9
Dezembro	21,2	19,8

A correlação obtida ($R= 0,912$) entre as séries de dados dos dois planos foi bastante significativa, pelo que se concluiu que o regime de escoamento não se alterou de forma sensível nos anos decorridos entre a elaboração dos dois planos, sendo que para o PBH2001 se obteve um Escoamento Médio Anual de 148,2 mm e para o PBH2011 o valor obtido foi de 178 mm.

Trabalharam-se então os dados relativos ao PGBH de 2011, por apresentar uma série de dados mais completa e correspondente a anos hidrológicos mais recentes. A correlação entre os valores anuais de Precipitação e Escoamento (ambos em mm) obtidos para esta série de dados foi de $R = 0,938$.

O modelo de Temez é um modelo hidrológico, conceptual e espacialmente agregado, pelo que apenas necessita de séries temporais de valores médios mensais sobre toda a bacia hidrográfica a simular. É recorrente o uso deste modelo na estimativa de caudais de escoamento superficial, com base nos seguintes parâmetros: valor máximo de retenção hídrica do solo, taxa de infiltração máxima, coeficiente de escoamento e o coeficiente de descarga do aquífero. Neste modelo, são aplicadas a cada célula as equações relativas aos processos de evapotranspiração, infiltração e escoamento, e como saídas obtém-se os valores de escoamento superficial bem como os volumes de água retida no solo. ^[38]

Assim, os valores de Escoamento Médio Mensal obtidos para a Bacia Hidrográfica dominada pela barragem de S. Domingos, para uma área de influência de cerca de 40 km² (PBH2001, Anexo 3B), usando as séries de dados dos anos hidrológicos de 1940/41 a 2007/2008, encontram-se sumarizados na III.6:

Tabela III.6- Valores de Escoamento médio mensal considerados para a modelação no início do troço correspondente ao rio de S. Domingos

	Mês H	Escoamento médio mensal			
		mm	m ³ /mês	m ³ /dia	m ³ /seg
Janeiro	4	33,2	1 328 390	42851	0,496
Fevereiro	5	38,3	1533589	54771	0,634
Março	6	34,4	1374807	44348	0,513
Abril	7	20,7	827617	27587	0,319
Mai	8	13,6	545946	17611	0,204
Junho	9	7,2	289436	9647	0,112
Julho	10	3,8	150628	4858	0,056
Agosto	11	2,0	81029	2613	0,030
Setembro	12	1,1	44469	1482	0,017
Outubro	1	0,7	26592	857	0,010
Novembro	2	2,9	116901	3896	0,045
Dezembro	3	19,8	792857	25576	0,296

Para a área de influência de 40 km² considerada obtiveram-se os seguintes caudais para cada um dos cenários considerados na etapa de modelação da qualidade das águas interiores:

Tabela III.7 - Valores de escoamento para cada cenário modelado

	m ³ /seg
Cenário I (médio)	0,228
Cenário II (mês húmido)	0,565
Cenário III (mês seco)	0,043

5.3.2. Dados de qualidade da água da Albufeira de S. Domingos

Os dados de qualidade da água para a Albufeira de S. Domingos foram obtidos a partir das seguintes fontes:

- DRAOTLVT – Séries de resultados analíticos da Monitorização efectuada na albufeira de S. Domingos, da responsabilidade da antiga Direcção Regional do Ambiente e Ordenamento do Território de Lisboa e Vale do Tejo, actual CCDR (Comissão de Coordenação de Desenvolvimento Regional);
- AMBIO – Séries de resultados analíticos da Monitorização efectuada na albufeira de S. Domingos, resultantes de uma campanha realizada pela empresa Ambio;
- SNIRH – Séries de dados descarregadas directamente do SNIRH, Sistema Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos.

Os períodos temporais considerados foram, respectivamente, de Janeiro de 1999 a Fevereiro de 2007, de Janeiro de 1998 a Dezembro de 2007, e de Fevereiro de 2007 a Dezembro de 2009, sendo que os dados do SNIRH foram apenas usados para completar as séries temporais da DRAOTLVT até

uma data mais recente, uma vez que estas duas fontes se revelaram semelhantes ao nível dos resultados analíticos obtidos.

Deve ainda referir-se a situação excepcional dos parâmetros Nitratos, Nitritos e Fósforo total, para os quais foram trabalhados apenas dados do SNIRH, dado que estes parâmetros não foram considerados pelas duas primeiras fontes. No entanto, a sua inclusão foi baseada na sua importância para a análise da qualidade da água no rio de S. Domingos, tendo sido considerada a série temporal de Janeiro de 1999 a Dezembro de 2009.

Pela ausência de dados, os teores de azoto total presentes na água da albufeira de S. Domingos foram estimados recorrendo a equações que sumarizam o referido ciclo. Nesta estimativa, considerou-se que 80% do azoto total corresponde à sua fracção inorgânica (NH_4 , NO_2 e NO_3), enquanto os restantes 20% correspondem ao azoto Kjeldahl. Da fracção inorgânica, relevante para este estudo, considerou-se que 86% se encontra sob a forma de nitratos, 8% sob a forma de nitritos e 6% correspondem ao azoto amoniacal. ^[39]

Tal como para o azoto orgânico, também pela ausência de dados e de necessidade de simulação deste parâmetro, o fósforo orgânico não foi considerado neste trabalho. Assim, a forma de fósforo considerada foram os ortofosfatos (PO_4^{3-}), que se admitiram equivalentes ao teor em fósforo dissolvido (e correspondentes a 65% do teor em fósforo total). ^[27]

Assim, todas estas séries de dados foram compiladas e trabalhadas numa folha de cálculo, obtendo-se para cada parâmetro a sua média, calculada com todos os dados disponíveis para o Cenário I, e com os valores mensais de Janeiro e Fevereiro para o Cenário II (cenário de mês húmido) e Julho e Agosto para o Cenário III (cenário de mês seco). Os resultados obtidos e usados na modelação encontram-se sumarizados no Anexo 2 desta dissertação.

Determinou-se também estatisticamente a correlação entre o parâmetro temperatura e os três indicadores de contaminação fecal (coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais), uma vez que a temperatura é determinante para a taxa de decaimento destes organismos na água. Com efeito, a temperatura da água é um dos parâmetros que mais afecta a taxa de decaimento dos organismos responsáveis pela contaminação microbiológica da mesma. De uma maneira geral, temperaturas mais elevadas favorecem a proliferação destes organismos e a sua taxa de decaimento na massa hídrica assume valores inferiores àqueles apresentados para a mesma água mas a temperaturas inferiores.

No entanto, para os dados de contaminação fecal da albufeira de S. Domingos, os valores encontrados para a correlação entre a temperatura da água e as séries de dados de coliformes fecais e coliformes totais e estreptococos fecais não foram exemplificativos desta relação. A Tabela III.8 contém os coeficientes de correlação R e determinação linear R^2 calculados para as séries de dados em análise.

Tabela III.8 - Correlação entre temperatura e os parâmetros de contaminação fecal

Factores Correlacionados	R	R²
Temperatura e Coliformes Fecais	0,044	0,002
Temperatura e Coliformes Fecais	0,125	0,016
Temperatura e Estreptococos Fecais	0,124	0,015

A falta de correlação entre as séries de dados analisadas pode ser explicada pelo facto de as descargas consideradas não serem descargas em contínuo, mas apenas descargas pontuais de efluentes para as linhas de água. Também as características pontuais dos episódios de contaminação microbiológica podem explicar esta falta de correlação, uma vez que numa situação de contaminação os teores de coliformes e estreptococos atingem valores muito elevados em relação à normalidade, que não se reflectem à escala das variações de temperatura.

5.4. Dados das rejeições: ETAR da Atouguia da Baleia e Suiniculturas

Seguidamente apresentam-se os caudais estimados para as rejeições de águas residuais descarregadas para as linhas de água consideradas neste trabalho.

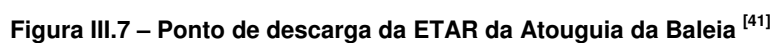
5.4.1. Dados e qualidade do efluente da ETAR da Atouguia da Baleia

De acordo com a representação conceptual considerada, no elemento computacional nº27 do sector ocorre a descarga do efluente da ETAR da Atouguia da Baleia, para a vala artificial criada para esse efeito. Esta estação de tratamento, localizada em Porto de Lobos, opera sob a responsabilidade do Grupo Águas do Oeste e serve as freguesias de Atouguia da Baleia e Ferrel, num total populacional de 35 000 habitantes e está dimensionada para um caudal máximo de efluente a tratar de 6 650 m³/dia. O sistema de tratamento adoptado é o de lagunagem, atingindo um grau de tratamento de nível terciário, com remoção de nutrientes e desinfecção final do efluente, o que permite a sua descarga final no rio de S. Domingos como meio receptor, consoante os parâmetros definidos para a descarga das águas residuais urbanas. O pré-tratamento deste efluente engloba uma etapa de gradagem e remoção de areias e gorduras, sendo que o tratamento biológico se processa em quatro lagoas sequenciais e finaliza-se com a desinfecção da totalidade do efluente. O tratamento das lamas é processado por espessamento e desidratação, estando a estação ainda equipada com um sistema de regularização de caudais em lagoa de tempestade e um sistema de desodorização por via química.

O novo sistema de drenagem de águas residuais da Atouguia da Baleia inclui a Estação Elevatória de Casal da Vala e Casal Moinho, servindo os lugares de Geraldês, Lugar da Estrada, Casal Moinho e Casais do Júlio (povoações localizadas a sul da foz do rio de S. Domingos). Este novo sistema elevatório contribuiu para a melhoria da qualidade das águas balneares nas praias de Consolação, S. Bernardino e também Molhe Leste e Supertubos. ^[40]

O ponto de descarga da ETAR, como ilustrado nas Figuras III.7 e III.8, localiza-se numa vala que drena para o rio de S. Domingos tendo um desenvolvimento total de cerca de 2 000 metros. Dada a extensão desta vala, tornou-se necessário incluí-la na representação conceptual definida, uma vez

64



Os dados relativos à qualidade do efluente final da ETAR da Atouguia da Baleia foram fornecidos pelas Águas do Oeste, SA. Foram trabalhadas as séries de dados relativas apenas aos anos civis de 2009 e 2010, para os parâmetros coliformes fecais, carência bioquímica de oxigénio, sólidos suspensos totais, fósforo total e azoto total.

Também para algumas destas séries de dados foi necessário recorrer às equações que relacionam os diferentes compostos do ciclo de azoto atrás referidos, de modo a estimar concentração dos parâmetros azoto amoniacal, nitritos e nitratos, seleccionados para serem objecto do exercício de simulação a desenvolver. A falta de dados relativos à temperatura, oxigénio dissolvido e coliformes totais, conduziu à necessidade da sua estimativa com base em bibliografia consultada para esse efeito.

Consequentemente, assumiram-se os valores médios de temperatura para uma água residual ^[43], adaptados para cada um dos três cenários considerados (22°C, 16°C e 27°C, respectivamente para os cenários médio, mês húmido e mês seco). Para o oxigénio dissolvido, e na ausência de referências bibliográficas, assumiu-se um teor de 2 mg O₂/L no efluente final.

Relativamente aos coliformes totais, considerou-se o valor típico de 10⁸ NMP/ 100 ml de água residual bruta, afectando-o de uma eficiência de remoção de 99,99% ^[44] obtendo-se um teor de 10³ NMP/100 ml na água residual tratada.

5.4.2. Caudais de descarga da ETAR da Atouguia da Baleia

Relativamente às descargas da ETAR da Atouguia da Baleia, e embora a mesma esteja projectada para um caudal máximo de 6 500 m³/dia, os valores de efluente efectivamente descarregado são bastante inferiores. Obtiveram-se, através da própria entidade gestora, os valores de descargas mensais de efluente tratado para os anos de 2009 e 2010, com os quais se calcularam os caudais médios destas descargas para cada um dos cenários de simulação considerados de acordo com o que se apresenta na Tabela III.9:

Tabela III.9 - Caudais de descarga da ETAR para os diferentes cenários

	m ³ /dia
Cenário I	1956,72
Cenário II	1951,75
Cenário III	2195,24

5.4.3. Qualidade dos efluentes das suiniculturas

Para além das descargas da ETAR da Atouguia da Baleia, foram ainda consideradas três rejeições relativas a suiniculturas, licenciadas pela ARH Tejo para descarregar no rio Barrada, afluente do rio de S. Domingos.

A Tereso e Santos, Lda. foi uma das suiniculturas consideradas, sendo uma exploração que opera em ciclo fechado, isto é, onde “coexiste a produção de leitões e a recria e acabamento (engorda)” ^[45]. Esta instalação está licenciada para 2 250 animais equivalente, e o seu efluente é descarregado para

um afluente do rio Barrada de acordo com o apresentado na Figura III.9., a pouco mais de 1 km da sua confluência com o rio de S. Domingos^[46]



Figura III.9 - Ponto de Descarga da Tereso e Santos, Lda (ponto de descarga na cruz a vermelho) ^[41]

Os boletins analisados são provenientes do Auto-Controlo do tratamento de efluentes da instalação, enviados à ARH no âmbito da renovação da licença de descarga, e permitiram a análise de séries de dados de 2006 a 2009 para os parâmetros CBO₅, SST, azoto amoniacal, azoto total, fósforo total e temperatura.

Outra suinicultura de ciclo fechado considerada foi a Selepor – Produtos Agro-pecuários, SA e o seu ponto de descarga, como ilustrado na Figura III.10., coincide com a ribeira do Casal Moinho, também um afluente do rio Barrada, sendo o efluente “encaminhado até à linha de água através de canais de rega” e “a água usada para rega nos terrenos adjacentes” ^[47]. Por este motivo, as descargas desta instalação de 340 animais equivalente são limitadas a situações pontuais de caudais extremos.

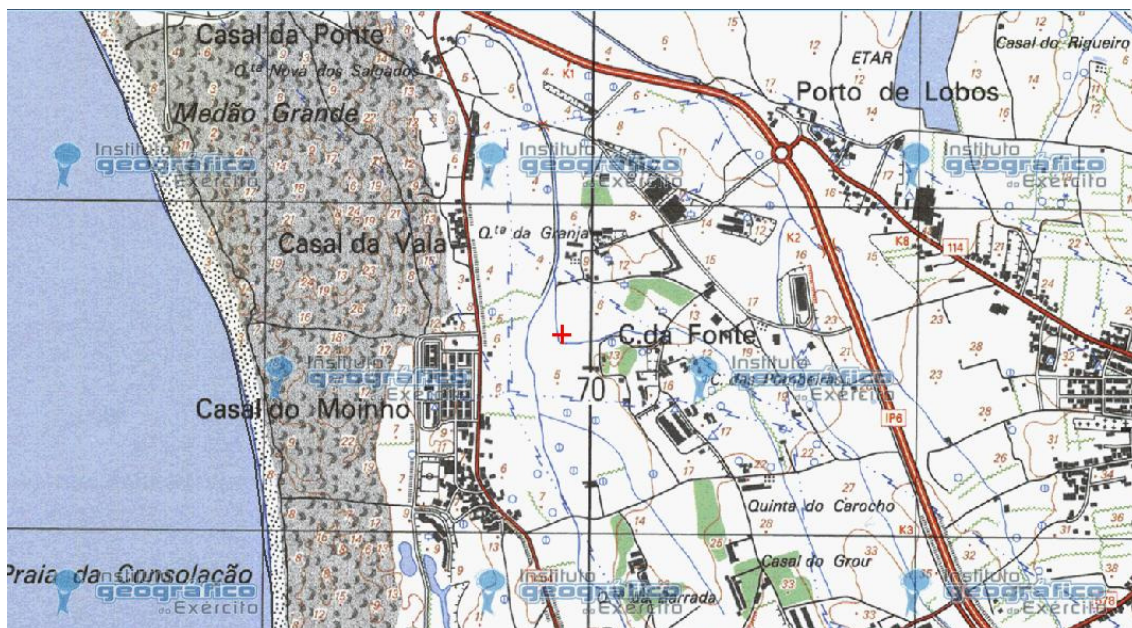


Figura III.10 - Ponto de Descarga da Selecpor ^[41]

Os boletins disponíveis permitiram a análise de séries de dados também de 2006 a 2009, para os mesmos parâmetros já referidos para a Tereso e Santos, LDA.

A Euroeste – Sociedade Agrícola de Grupo, Lda., foi a terceira suinicultura considerada, sendo que a correspondente rejeição de águas residuais ocorre também na ribeira do Casal Moinho (Figura III.11.), uma “linha de água definida, obstruída com alguma vegetação e com caudal permanente” ^[48]. Com 300 animais (porcas reprodutoras), a Euroeste pertence ao subsector de suiniculturas de multiplicação.

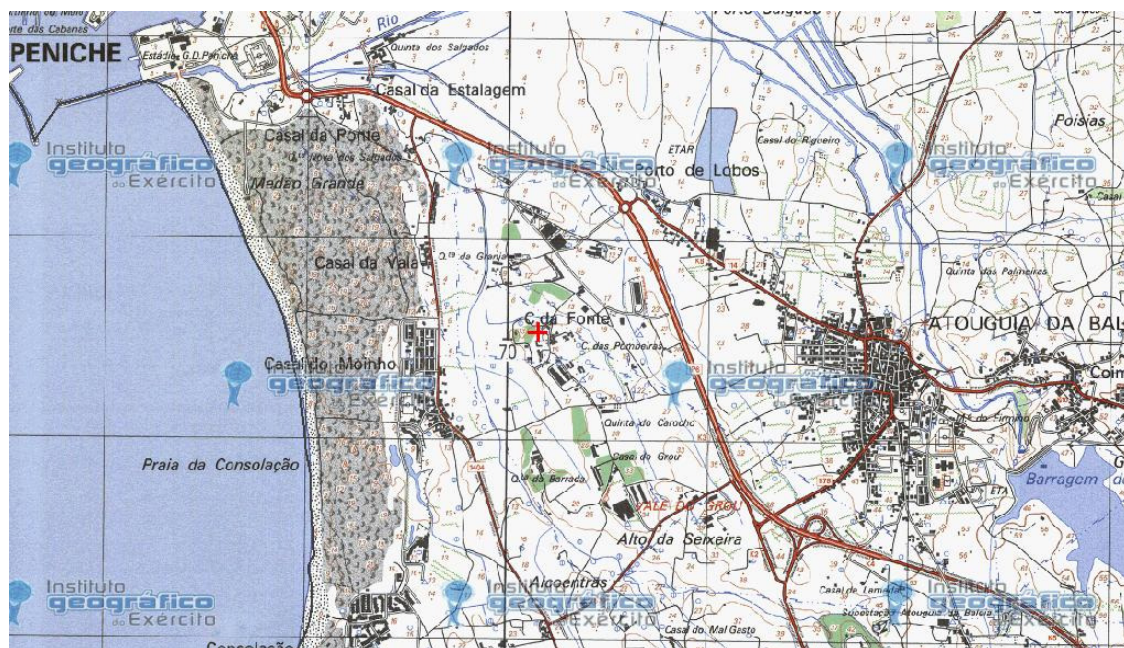


Figura III.11 - Ponto de descarga da Euroeste ^[41]

Esta instalação com um caudal médio de 15 m³/dia e apenas fora da época balnear, raramente efectuando descargas na linha de água referida e sendo o efluente normalmente utilizado para

valorização agrícola. Os boletins analisados permitiram a análise de séries de dados de 2005 a 2010, para os mesmos parâmetros já considerados para as outras duas instalações anteriormente referidas.

No entanto, dada a falta de fidelidade que muitas vezes afecta os boletins analíticos destas instalações, optou-se por usar valores de capitação para os diferentes parâmetros de qualidade da água presentes na bibliografia consultada. Assim, consultou-se na bibliografia ^[49], e consoante o tipo de exploração suinícola, estimou-se o número de animais equivalentes. Segundo este documento, o número de animais equivalentes de uma suinicultura em ciclo fechado corresponde ao número de suínos efectivos da instalação multiplicados por dez, enquanto para instalações de multiplicação e engorda o factor multiplicativo é, respectivamente, de 4 e 1,5. Uma vez estimados os animais equivalentes, estimaram-se as contribuições de cada suinicultura em termos de carga poluente descarregada no meio, determinando a concentração dos vários parâmetros de qualidade da água dos seus efluentes, através das capitações seguintes apresentadas na Tabela III.10:

Tabela III.10 - Capitações por animal equivalente ^[37]

Parâmetro	por a.e./dia		por a.e./seg	
CBO ₅	103	g	1,192	mg
N total	39	g	0,451	mg
P total	6	g	0,069	mg
Colif. totais	4,2 x10 ⁸	NMP	4 861,111	NMP
Colif. fecais	1,3 x10 ⁸	NMP	1 504,630	NMP
SST	133	g	1,539	mg

Assim, através de uma ponderação com os caudais de cada suinicultura, efectuou-se um balanço de massa do qual resultaram os dados a introduzir como entrada de cargas poluentes no sistema submetido a modelação (Tabela III.11). Estes valores são já corrigidos para um efluente tratado, uma vez que as três instalações possuem sistemas de tratamento secundário.

Tabela III.11. - Balanço de massas para as três suiniculturas

CBO₅ (mg/L)	1 030
N total (mg/L)	3 315
P total (mg/L)	555
Colif. totais (NMP/100 ml)	216 500
Colif. fecais (NMP/100 ml)	65 067
SST (mg/L)	3 325

5.4.4. Caudais de descarga das suiniculturas

Os valores dos caudais máximos descarregados por cada exploração suinícola, apresentados na Tabela III.12., foram também obtidos com recurso à bibliografia ^[37], considerando-se uma capitação máxima de 0,01 m³/animal.dia de águas residuais produzidas nestas instalações. Independentemente do cenário adoptado, foram sempre considerados os caudais máximos para cada uma das três descargas:

Tabela III.12 - Caudais de efluentes por suinicultura

Exploração	Caudais (m ³ /dia)	Caudais (m ³ /seg)
Tereso e Santos Lda	34	3,94x10 ⁻⁴
SelecPor	23	2,6x10 ⁻⁴
Euroeste	12	1,39x10 ⁻⁴
Total	69	7,93x10 ⁻⁴

Como previamente referido, as rejeições das três explorações foram consideradas em simultâneo para o mesmo elemento computacional da representação conceptual adoptada. Por este motivo, somaram-se os caudais descarregados por cada exploração, correspondendo a um valor de 69 m³/dia, ou seja aproximadamente 0,8 L/s.

5.5. Caudais laterais e de cabeceira

Consideraram-se ainda como entradas no sistema submetido a os caudais laterais, geralmente responsáveis pelo arrastamento de nutrientes e outros contaminantes para as linhas de água. Estes valores, associados à poluição difusa, estão fortemente relacionados com o tipo de ocupação do solo presente nos terrenos drenantes para as linhas de água, sendo também afectados pelo regime de escoamento superficial e pelo próprio tipo de solos.

5.5.1. Qualidade dos caudais difusos

Recorrendo aos valores das áreas drenantes previamente definidas para cada troço, e cruzando-os no Sistema de Informação Geográfica ArcView com a respectiva ocupação do solo disponível na Carta Corine 2006, foi possível estimar a carga poluente associada aos caudais laterais afluentes a cada troço, no que respeita aos nutrientes azoto total e fósforo total. A Tabela III.13. sumariza as cargas poluentes por uso de solo consideradas para áreas não residenciais:

Tabela III.13 - Cargas de nutrientes consideradas para zonas rurais ^[50]

	N total	P total
Tipo de Ocupação do Solo	(kg/ha.ano)	(kg/ha.ano)
Florestas	2	0,05
Pastos	5	0,1
Agricultura	10	0,30

As concentrações dos restantes parâmetros do ciclo de azoto foram uma vez mais calculadas com recurso às equações explicativas do ciclo de azoto, tendo o mesmo procedimento sido adoptado relativamente ao fósforo, e os restantes parâmetros, como a temperatura ou o oxigénio dissolvido, foram estimados com base em valores referidos na bibliografia consultada. Considerou-se para os caudais difusos uma temperatura semelhante à de uma água superficial típica, de 15°C para o cenário médio, 10°C para o cenário dos meses de Inverno e 20°C para os meses quentes ^[51]. O valor de oxigénio dissolvido foi empiricamente assumido como 2,5 mg O₂/L independentemente da temperatura, considerando que nesta gama baixa de valores a influência da temperatura é pouco

significativa. Analogamente, assumiram-se, na ausência de informação na bibliografia consultada, valores de CBO₅ de 10 mg/L e valores de SST de 17 mg/L, assumindo-se para a contaminação microbiológica proveniente de fontes difusas teores de 1000 NMP/100 ml e 100 NMP/100 ml para os coliformes totais e coliformes fecais, respectivamente.

5.5.2. Caudais laterais

De acordo com as áreas drenantes definidas para cada troço, e com os valores de escoamento médio mensal obtidos para a secção da foz do rio de S. Domingos, com base no PGBH de 2011, foi possível estimar os caudais escoados para cada troço.

Através destes valores de escoamento afectos a cada área drenante, obtiveram-se os valores a introduzir no exercício de simulação qualidade da água para os três cenários considerados:

Tabela III.14 – Caudais (em L/s) laterais considerados na simulação para cada troço e por cenário

	Troço 1	Troço 2	Troço 3	Troço 4	Troço 5	Troço 7	Troço 8	Troço 9	Troço 10
Cenário I	2,704	24,920	10,842	61,439	4,253	1,893	15,377	38,203	1,050
Cenário II	6,709	61,830	26,897	152,421	10,55	4,697	38,149	94,774	2,606
Cenário III	0,514	4,730	2,059	11,668	0,808	0,360	2,92	7,255	0,199

Note-se que não foi propositadamente considerado escoamento lateral para o Troço nº 6, correspondente à Vala de Descarga da ETAR da Atouguia da Baleia, uma vez que este canal é uma linha de água artificial, aberta possivelmente para fins de rega e usada para descarga do efluente tratado da ETAR. Por não ser uma linha de água natural foi impossível traçar uma área drenante para este troço na carta militar uma vez que não tem uma bacia hidrográfica associada. De facto, esta linha de água segue um curso paralelo ao rio de S. Domingos pelo que todo o escoamento gerado nesta zona foi considerado como efluente aos troços n.º 2 e n.º 5, correspondentes ao rio de S. Domingos.

5.5.3. Caudais de Cabeceira

Relativamente aos escoamentos associados às cabeceiras do rio de Ferrel e rio Barrada, e uma vez que a cabeceira do rio de S. Domingos considerada em termos de representação conceptual corresponde à secção da barragem de S. Domingos, recorreu-se também à carta militar para a definição das áreas drenantes para cada cabeceira.

Afectando novamente a essas áreas os valores de escoamento médio mensal, obtiveram-se os caudais de cabeceira do rio de Ferrel e rio Barrada, e também para a vala da ETAR. Assim, obtiveram-se os caudais para a cabeceira de cada uma das três linhas de água, que podem ser consultados em anexo (Anexo 4), e que permitiram o cálculo dos caudais de cabeceira para cada um dos três diferentes cenários de acordo com o apresentado na Tabela III.15:

Tabela III.15 - Caudais de cabeceira (L/s) para cada cenário e áreas drenantes

	Rio de Ferrel	Rio Barrada	Vala da ETAR
A (m²)	62 500	118 750	50 000
Cenário I	0,356	0,676	0,285
Cenário II	0,883	1,677	0,706
Cenário III	0,676	0,128	0,054

Relativamente à qualidade da água associada a estas cabeceiras, assumiram-se os valores encontrados na bibliografia como valores médios para uma água superficial não contaminada ^[39]. para a temperatura valores de 10°C, 15°C e 20°C, respectivamente para cada cenário; os valores de oxigénio dissolvido estimados foram de 9, 8 e 7 mg O₂/L. Assumindo o valor de 0,1 mg NH₄/L para os troços de cabeceira e recorrendo às equações explicativas do ciclo de azoto, estimaram-se os valores médios de azoto total, nitritos e nitratos. Analogamente, para o parâmetro fósforo total, usou-se um teor de 0,02 mg P/L para estas cabeceiras ^[52]. Por último, os valores de CBO₅, SST, coliformes totais e coliformes fecais, para estas cabeceiras, foram assumidos empiricamente como 2 mg O₂/L, 5 mg/L, 1000 NMP/100 ml e 100 NMP/100 ml, respectivamente, por falta de informação na bibliografia consultada.

5.6. Dados Meteorológicos

A modelação com o QUAL2E exige a introdução de dados meteorológicos que serão usados essencialmente ao nível dos balanços térmicos, realizados pelo modelo para determinação da temperatura da água. O coeficiente de evaporação, bem como o coeficiente de atenuação por poeiras, foram estimados para a totalidade da bacia hidrográfica, como em seguida se explica com maior detalhe.

No Anexo 5 encontram-se sumarizados os dados meteorológicos recolhidos, necessários aos exercícios de simulação desenvolvidos.

5.6.1. Coeficiente de atenuação por poeiras

O coeficiente de atenuação por poeiras corresponde a um factor de atenuação da radiação solar que atinge a superfície da água, podendo variar entre 0 e 0,13, a que corresponde uma atenuação de 0% e 13%, respectivamente. Assim, e uma vez que não se obtiveram valores concretos para este coeficiente na bacia hidrográfica em estudo, considerou-se para o cenário médio da modelação (Cenário I), o valor de 0,065 correspondente a 50% do valor máximo possível para este coeficiente. Seguindo o mesmo raciocínio, para o cenário húmido (Cenário II) usou-se um coeficiente de atenuação por poeiras de 0,035 correspondente a 25% do valor mais elevado, e para o cenário seco (Cenário III) um valor de 0,098, inerente a 75% do valor mais elevado normalmente assumido para este coeficiente (igual a 0,13). A escolha destes valores de percentagem relativamente ao valor mais elevado do coeficiente de atenuação por poeiras, é suportada pelo facto de que em tempo seco a

quantidade de poeiras na atmosfera é geralmente superior àquela encontrada nos meses mais húmidos.^[53]

5.6.2. Nebulosidade

O parâmetro relativo à cobertura de nuvens, expresso numa escala de 0 a 10, sendo 0 um céu límpido e 10 correspondendo a um céu totalmente coberto, foi estimado recorrendo às Normais Climatológicas, correspondentes às séries de dados de 1951 a 1980. Deste conjunto de séries seleccionaram-se os dados relativos à estação meteorológica do Cabo Carvoeiro, por ser a mais próxima da bacia hidrográfica em estudo. Esta estação localiza-se a uma altitude de 32m, na extremidade da Península de Peniche como ilustrado na Figura III.12:



Figura III.12- Localização da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro (Google Earth 2011)

Com as médias mensais para as 6h, 12h e 18h, estimou-se, através de uma média aritmética destas três médias horárias, o valor médio mensal da nebulosidade para esta estação. Para cada cenário, respectivamente o cenário médio, o cenário de meses húmidos e o cenário seco, determinaram-se as seguintes nebulosidades: 0,56, 0,60, 0,47. O valor mais elevado corresponde, coerentemente, aos meses de Inverno, e o valor mais baixo corresponde aos meses de Verão.

5.6.3. Temperatura do termómetro seco

Tal como a cobertura por nuvens, também os valores da temperatura média mensal do termómetro seco foram obtidos a partir dos registos das Normais Climatológicas de 1951 – 1980^[54]. (Anexo 6) Para cada cenário foram calculadas as médias dos valores de temperatura dos meses correspondentes a esse cenário, obtendo-se uma temperatura de 15°C para o Cenário I, de 12°C para o Cenário II e de 18°C para o Cenário III, que corresponde aos meses mais quentes.

5.6.4. Temperatura do termómetro húmido

Das Normais Climatológicas consultadas (relativas à estação do Cabo Carvoeiro), extraíram-se os valores médios mensais da humidade relativa do ar, que por sua vez, e com recurso a um diagrama psicrométrico, permitiram transformar os valores de temperatura do termómetro seco em valores de temperatura do termómetro húmido. Para o efeito, recorreu-se a um diagrama baseado numa pressão barométrica de 1013,15 mbar. Os valores de humidade relativa obtidos através dos registos da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro, bem como os valores obtidos para a temperatura do termómetro húmido, são apresentados no Anexo 6 deste documento. Analogamente, para os restantes parâmetros meteorológicos, calcularam-se valores médios mensais do termómetro húmido para os três cenários a modelar (13°C, 10°C e 17°C, respectivamente para os Cenários I, II e III).

5.6.5. Pressão atmosférica

Os valores médios mensais de pressão atmosférica, afectados de uma redução ao nível médio das águas do mar, foram também obtidos através dos registos da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro. Com estes dados, que podem ser consultados em anexo, determinou-se uma pressão atmosférica de 1017,8 mbar para o cenário médio, de 1018,30 para o cenário de Inverno e de 1017,90 mbar para o cenário de Verão.

5.6.6. Velocidade do vento

A velocidade média do vento foi também extraída dos registos da estação meteorológica do Cabo Carvoeiro (Anexo 6). Note-se que as velocidades mais elevadas correspondem aos meses de Inverno, dado que é neste período que os fenómenos meteorológicos mais intensos se fazem sentir, sendo os meses mais ventosos Dezembro, Janeiro e Fevereiro. Assim, para o cenário médio obteve-se uma velocidade do vento de 5,02 m/s (determinada pela média aritmética dos valores de todos os meses), para o Cenário II uma velocidade de 5,57 m/s (calculada com os meses de Janeiro e Fevereiro apenas) e para o Cenário III uma velocidade média do vento de 4,65 m/s (obtida com os valores das velocidades para os meses de Julho e Agosto).

5.6.7. Taxa de atenuação da radiação solar

Este coeficiente é geralmente usado para definir diferenças entre condições de ensombramento ao longo dos diversos troços de uma linha de água. Uma vez que este conceito não é aplicável ao caso em estudo, considerou-se para este parâmetro um valor de zero, independentemente do troço ou do cenário a modelar.

5.6.8. Coeficiente de Evaporação

O cálculo da taxa de evaporação (E) em metros por hora tem em conta dois coeficientes de evaporação (a e b), a velocidade do vento medida dois metros acima da superfície da água (V , em m/s), a pressão de saturação do vapor de água (e_s , medida em mbar) e a pressão de vapor de água também a uma altura de dois metros acima da superfície da água (e_a , também em mbar). Esta taxa, determinada pela expressão seguinte, foi também considerada a mesma para todos os troços das linhas de água consideradas.

Equação 19 – Cálculo da taxa de evaporação

$$E = (a + bV)es - ea)$$

Pela falta de dados que permitissem adaptar estes coeficientes à situação da bacia hidrográfica em estudo, consideraram-se os valores mais comuns assumidos por estes coeficientes: sendo $a = 6,2 \times 10^{-5}$ m/h.mbar e $b = 5,5 \times 10^{-6}$ m/h.mbar por m/s de velocidade do vento.

5.7. Dados hidráulicos e constantes de reacção

5.7.1. Altitude média de cada troço

Recorrendo aos Perfis Longitudinais calculados para cada uma das três linhas de água naturais submetidas a simulação, estimou-se a altitude média de cada troço (em metros), através da média aritmética das altitudes mínima e máxima de cada troço.

Embora conceptualmente muito simples, considerou-se que esta estimativa da altitude média de cada troço não induziu erros significativos, uma vez que o declive é geralmente homogéneo dentro de cada troço.

5.7.2. Largura e declive das linhas de água

Uma vez seleccionada uma secção trapezoidal como aproximação à secção transversal das diferentes linhas de água, considerou-se que os taludes laterais apresentavam uma inclinação de 1:1.

Por sua vez, o declive para cada troço foi obtido pelo simples quociente entre a variação de altitude nesse troço ($h_{\max} - h_{\min}$) e o comprimento do mesmo. A largura média (l) de cada troço, cujos valores são apresentados na última coluna da Tabela III.16., foi estimada, de forma relativamente grosseira através do software de imagem Google Earth, com o qual se efectuaram três medições para cada um dos troços. O valor de largura média de cada troço foi então obtido pela média aritmética das três medições efectuadas. A tabela seguinte sumariza os parâmetros geométricos determinados.

Tabela III.16 – Parâmetros geométricos estimados para cada troço

Troço	h_{\min} (m)	h_{\max} (m)	L (m)	Declive (m/m)	l (m)
1	10	40	1000	0,034	2,75
2	6	10	2500	0,002	4,13
3	50	120	1500	0,044	4,01
4	6	50	6000	0,008	5,98
5	3	6	1000	0,002	4,77
6	3	10	3000	0,004	2,33
7	2	3	1000	0,002	3,21
8	30	100	3500	0,022	3,22
9	3	30	4000	0,007	4,40
10	0	2	1000	0,003	7,79

5.7.3. Coeficiente de rugosidade de Manning-Strickler

O coeficiente de rugosidade de Manning-Strickler é considerado na respectiva expressão que permite calcular a altura de escoamento em função dos valores do caudal, das características s características geométricas da secção e da perda de carga unitária. Este coeficiente é também exigido pelo modelo QUAL2E, sendo que se assumiu para todos os troços, e independentemente do cenário modelado, um valor de $0,020 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$, a que correspondem $50 \text{ m}^{1/3} \cdot \text{s}^{-1}$.

5.7.4. Constante de dispersão

A constante de dispersão (K) relaciona o coeficiente de dispersão longitudinal (D_L) com a altura de escoamento e com a velocidade de escoamento (ver equação 3), como previamente referido. No estudo de simulação desenvolvido, esta constante foi estimada considerando alturas de escoamento entre 0,5 m e 1m e um coeficiente de dispersão de $10 \text{ m}^2/\text{s}$. Assim, para cada troço obtiveram-se os seguintes valores de constante de dispersão:

Tabela III.17 - Constantes de dispersão determinadas para cada troço

Troço	K
1	33
2	153
3	29
4	70
5	123
6	96
7	143
8	41
9	75
10	118

5.7.5. Coeficientes de decaimento da CBO

O coeficiente (K_1), necessário para o modelo calcular a taxa de decaimento da CBO, considerado constante para todos os troços e para os três cenários simulados, foi de $0,23 \text{ dia}^{-1}$. Para o processo de remoção da CBO, por sedimentação considerou-se um coeficiente nulo, o que equivale a afirmar que este processo não foram considerados nesta simulação.

5.8. Calibração do Modelo

A calibração de um modelo é uma componente importante para a qualidade dos resultados por ele apresentados, na medida em que procura uma aproximação das condições simuladas e aquelas que se verificam na realidade. A etapa de calibração assume-se assim, na esfera dos modelos de qualidade da água, como um passo essencial para avaliar a credibilidade dos valores de qualidade obtidos e a fiabilidade das decisões baseadas nos mesmos.

Para proceder à calibração do modelo, recorreu-se não apenas à comparação dos valores de qualidade da água simulados com medições reais, mas também se procurou ajustar as variáveis de entrada hidráulicas de modo a que a componente hidrodinâmica, evidenciada em parâmetros modelados, como o coeficiente de dispersão, a profundidade de cada troço ou a velocidade de escoamento, fosse adequada às condições da rede hidrográfica.

Deste modo, deu-se início à calibração com o ajuste dos parâmetros hidráulicos, uma vez que o sumário hidráulico das primeiras modelações obtidas apresentava valores muito baixos, na ordem das centésimas, para o coeficiente de dispersão, bem como profundidades muito reduzidas para alguns dos troços simulados:

- No sentido de aumentar os valores obtidos para o coeficiente de dispersão, essencial para os cálculos dos diversos parâmetros de qualidade da água, ajustou-se o coeficiente de Manning para os valores recomendados no manual do modelo baseados no trabalho de Henderson, 1966. Assim, para o cenário húmido considerou-se um n de $0,15 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$, tendo em conta a presença significativa de vegetação nas margens dos troços considerados e o traçado da rede hídrica com algumas mudanças de direcção. Para o cenário de mês seco considerou-se uma menor presença deste coberto vegetal nas margens dos troços, assumindo-se um menor coeficiente de rugosidade de Manning no valor de $0,075 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$. A adaptação destes novos valores para o coeficiente de rugosidade reflectiu-se essencialmente no cenário de semestre húmido, função dos maiores valores de escoamento, aumentando significativamente o coeficiente de dispersão longitudinal.
- Seguidamente, procedeu-se a uma reavaliação das larguras admitidas inicialmente para cada troço, concluindo-se que estas teriam sido sobrestimadas. Uma nova medição das larguras, com recurso a ortofotomapas extraídos do software Google Earth, permitiu incluir no modelo valores inferiores para as larguras para cada troço. Esse ajuste reflectiu-se acima de tudo no parâmetro hidráulico velocidade de escoamento, assumindo uma fraca expressão nos teores de coliformes totais, mas afectando também muito positivamente os coeficientes de dispersão para cada troço, que por sua vez assumiram já valores credíveis, face às características da rede hidrográfica submetida a simulação.
- A calibração da parte hidráulica terminou com a definição da data de modelação para cada um dos cenários. Dos 365 dias do ano, seleccionou-se o 120º dia, para o cenário médio,

inerente ao final de Abril, o 31º dia, correspondente ao final de Janeiro, para o cenário húmido e para o cenário seco o 196º dia, correspondente a meados de Julho.

Uma vez ajustada a parte hidráulica da modelação, de modo a corresponder o melhor possível às condições hidráulicas da rede hidrográfica, calibraram-se alguns parâmetros com influência nos valores de contaminação microbiológica devolvidos pelo modelo. A necessidade desta calibração relacionou-se com a comparação dos valores de coliformes totais inicialmente obtidos com os valores de medições dos mesmos, efectuadas pelos alunos de Biotecnologia da Escola Superior de Tecnologias do Mar (ESTM) do Instituto Politécnico de Leiria (IPL), localizada em Peniche.

Os principais objectivos dos alunos da referida instituição relacionaram-se com a avaliação da origem da poluição no rio de S. Domingos, e o impacte da mesma nas águas balneares da praia de Molhe Leste. Os parâmetros analisados nesta campanha foram a temperatura da água e o seu teor em oxigénio dissolvido, mas também parâmetros relativos a contaminação microbiológica como a concentração de coliformes totais (em NMP/100 ml), enterococos fecais e E.Coli (nas mesmas unidades). No entanto, uma avaria na sonda utilizada para as medições levou à invalidação dos dados obtidos para os valores de temperatura e para a concentração de oxigénio dissolvido, pelo que se usaram apenas os dados de coliformes totais para a calibração do modelo QUAL2E. Deve ainda salientar-se que não se teve em conta as horas destas medições, o que pode ter diminuído a fiabilidade dos resultados da modelação, uma vez que é frequente a situação de descargas nocturnas de efluentes, que afectam a qualidade das águas interiores no período da manhã mas cuja influência se vai atenuando ao longo do dia.

Na Figura III.13 apresentam-se os quatro pontos de recolha das amostras desta campanha, realizada nos meses de Abril, Maio e Junho de 2011. Os dados recolhidos na estação n.º1 não foram considerados nesta calibração por a mesma corresponder já às águas costeiras da praia de Molhe Leste. As restantes estações foram consideradas, correspondendo a estação n.º 2, denominada “junção dos dois braços”, ao último elemento do 10º troço (elemento n.º 49 da representação conceptual), sendo coincidente com a foz do rio de S. Domingos. A estação n.º3, denominada “braço sul Lourinhã”, coincidiu com o 46º elemento computacional, pertencente ao troço 9, correspondente ao rio Barrada. Por último, a estação n.º 4, denominada “braço norte barragem”, coincidiu com o 7º troço (32º elemento), correspondente ao troço do rio S. Domingos a jusante da albufeira com o mesmo nome.

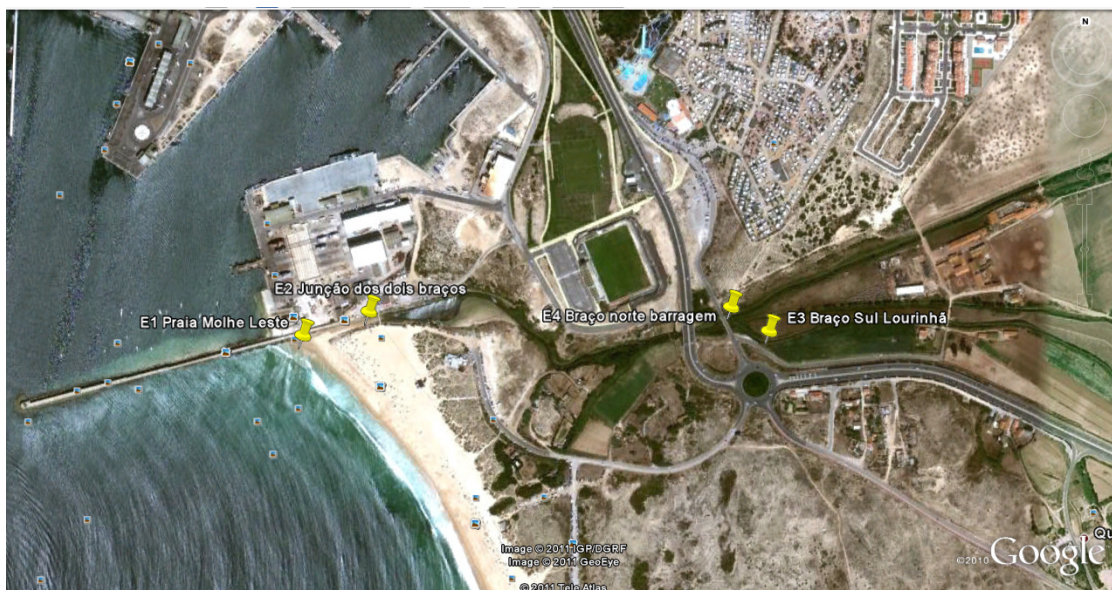


Figura III.13- Estações de recolha das amostras da campanha de análise de qualidade da água realizada pelos alunos da ESTM ^[55]

Assim, da comparação dos dados da ESTM e das concentrações de coliformes totais obtidas, concluiu-se que os valores modelados eram cerca de 60 vezes inferiores aos obtidos através das medições directas efectuadas pelos alunos da ESTM, como evidenciado na tabela seguinte:

Tabela III.18 - Comparação entre os valores de CT obtidos com o QUAL2E (cenário médio) e as medições da ESTM (NMP/100 ML)

	Modelação	ESTM	razão ESTM/modelação
Estação 2	1 687,76	99 068	≈59
Estação 3	4 002,64	234 807	≈59
Estação 4	1 432,12	92 768	≈65

O esforço para incrementar as concentrações de coliformes totais resultantes da simulação, passou pelo ajuste de dois parâmetros susceptíveis de influenciar estes dados de contaminação microbiológica:

- A redução em 50% da taxa de decaimento dos coliformes em meio hídrico, assumindo um valor de $0,75.\text{dia}^{-1}$ em vez dos inicialmente previstos $1,5.\text{dia}^{-1}$, permitiu aumentar ligeiramente os teores de coliformes totais, mas esta alteração não teve uma expressão significativa (apenas 2% para o cenário de semestre húmido e cerca de 7% a 9% para o cenário de semestre seco). Uma análise mais extensiva da influência desta taxa nas concentrações de coliformes foi posteriormente desenvolvida, podendo ser consultada no capítulo 5.9. do presente documento, referente à Análise de Incerteza.
- Posteriormente, alteraram-se as concentrações de coliformes totais associadas à poluição difusa, inicialmente estimadas como 1 000 NMP/100 ml, quer para os caudais difusos quer para as cabeceiras das linhas de água estudadas. Procurando uma diferenciação entre a qualidade da água das cabeceiras e as águas associadas à poluição difusa, que tendo já atravessado terrenos de actividade agrícola, deverão apresentar uma qualidade inferior, considerou-se uma concentração de 2 000 NMP/100 ml para os caudais difusos. Esta

alteração foi ainda justificada pela concentração de coliformes totais na albufeira de S. Domingos (rondando também os 2 000 NMP/100 ml), considerando que a albufeira e os terrenos adjacentes às margens das linhas de água apresentam uma utilização idêntica. Apesar dos baixos caudais associados à poluição difusa, a alteração destes valores permitiu um aumento considerável (de um modo geral superior a 10%) nas concentrações finais de coliformes totais. Tal como para a taxa de decaimento dos coliformes, a análise da influência destas variáveis de entrada nas concentrações de coliformes totais, foi posteriormente desenvolvida com maior detalhe na Análise de Incerteza (Capítulo 5.8).

Os resultados finais de contaminação microbiológica, avaliados pelas concentrações de coliformes totais nas águas do rio de S. Domingos e seus afluentes, ficaram ainda bastante distantes dos valores medidos pelos alunos de Biotecnologia da ESTM, como se pode observar na Tabela III.19:

Tabela III.19 - Comparação entre valores de contaminação biológica obtidos (cenário médio) e medições da ESTM, após o processo de calibração (NMP/100 ML)

	Modelação	ESTM	razão ESTM/modelação
Estação 2	2 016,74	99 068	≈ 49
Estação 3	4 884,57	234 807	≈ 48
Estação 4	1 694,68	92 768	≈ 55

No entanto, atendendo à variabilidade do parâmetro em causa, sendo os valores de coliformes caracterizados por uma grande amplitude de concentrações e atendendo ainda à possibilidade de os valores medidos pelos alunos da ESTM corresponderem a episódios pontuais de contaminação, e não à situação média para aqueles períodos de tempo, optou-se por dar por finda a calibração sob o risco de estar a “forçar” o modelo a assumir valores que poderiam não corresponder à realidade, inviabilizando assim todo o esforço de calibração do mesmo. Por outro lado, não se deve excluir a hipótese de erro nas medições feitas pelos alunos da ESTM, que, pela sua pouca experiência e rigor laboratorial, podem ter contaminado as amostras, obtendo assim concentrações de contaminação microbiológica generosamente superiores às que se verificam na realidade no rio de S.

5.9. Análise de Incerteza

A análise da incerteza associada aos resultados da modelação foi efectuada numa folha de cálculo, sem recurso ao programa de análise de incerteza acoplado ao modelo, o QUAL2E-UNCAS.

Para a operação dos métodos de análise de erros de primeira ordem e das simulações de Monte Carlo, seria necessário o conhecimento dos valores da variância das variáveis de entrada. Uma vez que uma parte significativa dos dados de entrada é assente em estimativas encontradas em diversas fontes bibliográficas, não se conhece a variância desses valores, o que inviabiliza a consideração dessas análises. Deste modo, a análise de incerteza efectuada aos resultados da simulação, para cada um dos cenários, foi feita através de uma análise de sensibilidade, na qual se avaliaram individualmente cada um dos parâmetros de controlo relevantes, procurando determinar quais os que exercem maior influência sobre os resultados da simulação. Esta análise foi realizada a par da etapa

de calibração, já referida anteriormente neste documento, tendo sido apenas necessária a identificação das variáveis de entrada sujeitas a análise e a magnitude da respectiva perturbação. Por uma questão de simplificação da dita análise, consideraram-se, para todas as variáveis de entrada, perturbações de + 50% e - 50% em relação aos dados inseridos. Procurou-se ainda determinar-se em qual dos diferentes cenários considerados essa variação se revelou mais significativa.

Assim, para a análises de sensibilidade desenvolvida, e tendo em conta que o objectivo primeiro desta simulação é a avaliação da contaminação microbiológica na foz do rio de S. Domingos, seleccionaram-se como variáveis hidráulicas de entrada a ser analisadas aquelas que são susceptíveis de determinar alterações sensíveis nos teores de coliformes totais. Assim, afectaram-se de perturbações de + 50% e - 50% variáveis como o coeficiente de rugosidade de Manning (n) e a constante de dispersão (k). Analogamente, procedeu-se a uma análise de sensibilidade dos próprios teores de coliformes nas suas diferentes fontes (cabeceiras das linhas de água, rejeições ou caudais difusos), de modo a averiguar quais têm uma influência mais significativa na contaminação microbiológica da água. Por último, analisou-se também o efeito da perturbação da taxa de decaimento dos coliformes.

Deve referir-se que se analisaram ainda as influências de variáveis de entrada, como o coeficiente de atenuação por poeiras, a influência da temperatura na taxa de decaimento dos coliformes totais e as temperaturas dos caudais de cabeceira, das rejeições e caudais difusos. No entanto, dado que estas variáveis não revelaram uma influência sensível sobre os parâmetros hidráulicos e de qualidade da água estudados (produzindo alterações médias muito próximas dos 0,00%), os mesmos foram excluídos da apresentação de resultados inerentes à análise de sensibilidade desenvolvida.

Deste modo, pela comparação dos valores obtidos após consideração das perturbações com os valores prévios a essas mesmas perturbações, foi calculada a percentagem de variação para diversos parâmetros. A Tabela III.20 resume as variações médias obtidas para os parâmetros hidráulicos como o coeficiente de dispersão, a profundidade ou a velocidade de escoamento, bem como para os parâmetros relativos à qualidade da água para cada troço, tais como o teor de coliformes totais e a taxa de decaimento dos mesmos.

Tabela III.20 - Resultados da Análise de Sensibilidade

		Parâmetros hidráulicos afectados									Parâmetros de qualidade afectados					
		Coeficiente de dispersão (m ² /s)			Profundidade (m)			Velocidade de escoamento (m/s)			Decaimento de coliformes (1/dia)			Concentração de coliformes totais (NMP/100ml)		
Parâmetros de Controlo Hidráulico		Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Variável de entrada	% Perturbação	% Média da Variação Obtida									% Média da Variação Obtida					
Coeficiente de rugosidade de Manning (n) (m ^{1/3} /s)	+ 50%	42,12	41,02	40,60	26,98	27,91	27,68	-21,84	-23,36	-21,70	0,00	0,00	0,00	-2,20	-1,16	-4,73
	- 50%	-51,33	-48,10	-48,54	-22,49	-34,71	-37,50	52,09	52,26	51,85	0,00	0,00	0,00	2,83	1,50	6,23
Constante de dispersão (K)	+ 50%	42,80	46,46	45,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	- 50%	-51,35	-51,51	-52,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Parâmetros de Controlo de Qualidade		Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Variável de entrada	% Perturbação	% Média da Variação Obtida									% Média da Variação Obtida					
Taxa de decaimento dos coliformes (1/dia)	+ 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,05	50,05	49,88	-4,23	-2,06	-7,35
	- 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-49,92	-50,97	-50,29	3,83	2,18	9,33
Concentração de coliformes das cabeceiras (NMP/100ml)	+ 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,61	13,52	21,68
	- 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-13,57	-13,49	-21,76
Concentração de coliformes nas rejeições (NMP/100ml)	+ 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,88	6,75	9,88
	- 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-7,53	-6,48	-11,08
Concentração de coliformes nos caudais associados à poluição (NMP/100ml)	+ 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,72	29,91	18,74
	- 50%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-28,59	-29,89	-18,82

A análise dos resultados de variações médias apresentados na Tabela III.20 permitiu extrair as seguintes conclusões:

- Como seria de esperar, a alteração dos parâmetros de qualidade não tem qualquer influência na hidrodinâmica do sistema, embora o contrário não seja verdade, uma vez que a alteração da variável hidráulica correspondente ao coeficiente de rugosidade de Manning se faz sentir, embora com uma expressão reduzida, ao nível dos teores de coliformes totais calculados para cada troço.
- No que respeita às variáveis de entrada hidráulicas, as suas perturbações reproduziram-se, quase de forma directamente proporcional, nos resultados obtidos para o coeficiente de dispersão. Isto foi verificado para ambas as variáveis de entrada, coeficiente de rugosidade de Manning e constante de dispersão, quer para perturbações positivas (aumento de 50%) ou negativas (redução em 50%), e pode ser explicado pelo facto de o próprio coeficiente de dispersão ser calculado com recurso a estas duas variáveis, de acordo com o referido na secção 2.1. deste trabalho (Equação 3).
- O coeficiente de rugosidade de Manning tem ainda uma influência significativa na altura de escoamento calculada para cada troço, sendo que a uma perturbação positiva corresponde a uma alteração também percentualmente positiva e quando afectado por uma redução em 50% deste coeficiente, esta repercute-se numa diminuição em cerca de 35% da altura de escoamento calculada. No entanto, esta proporcionalidade directa não se verifica em relação à velocidade do escoamento, uma vez que a uma superfície mais rugosa corresponde um maior coeficiente de rugosidade, esta gera maior atrito diminuindo a velocidade de escoamento. Esta proporcionalidade inversa é mais evidente no caso de redução do coeficiente de rugosidade em 50%, o que dá a indicação de uma superfície menos rugosa e que gera consequentemente menos atrito, aumentando assim a velocidade do escoamento.
- Relativamente às variáveis de entrada inerentes à contaminação microbiológica, verificou-se, como esperado, uma relação inversamente proporcional entre a taxa de decaimento dos coliformes e a correspondente concentração calculada para cada troço. No entanto, a perturbação desta taxa não se fez sentir com grande intensidade nos teores em coliformes totais, sendo que as perturbações médias assumiram apenas valores entre os $\pm 2\%$ e os $\pm 9\%$. Logicamente, a uma maior taxa de decaimento dos coliformes, correspondem menores teores de coliformes totais, uma vez que a sua degradação foi aumentada, e a uma menor taxa de decaimento correspondem maiores teores deste tipo de contaminação microbiológica.
- Por último, a perturbação dos teores de coliformes totais nos dados de entrada, fez-se sentir com maior acuidade nos dados de saída para os coliformes presentes nos caudais difusos, seguidos dos caudais das cabeceiras das linhas de água e, por fim, nos caudais das rejeições. Concluiu-se que esta maior alteração se deve, sobretudo, ao mais elevado valor acumulado que os caudais difusos podem assumir relativamente aos outros caudais considerados na simulação.

Quanto à análise de sensibilidade detalhada por troços, extraíram-se as seguintes ilações:

- A perturbação das variáveis hidráulicas, como o coeficiente de rugosidade de Manning e a constante de dispersão pareceu reflectir-se de modo semelhante, independentemente do troço do sistema analisado.
- Analogamente, a perturbação da taxa de decaimento de coliformes pareceu afectar igualmente todos os troços estudados, embora a alteração produzida, em termos de teores de coliformes totais, fosse sendo progressivamente superior ao longo de cada troço, assumindo portanto uma menor alteração na cabeceira de cada linha de água e uma maior alteração para jusante.
- A perturbação dos teores de coliformes totais afectos às cabeceiras fez-se sentir, como seria de esperar, com maior intensidade nos troços de cabeceira, sendo a magnitude da alteração atenuada ao longo de cada troço, provavelmente devido ao decaimento dos próprios coliformes. Esta perturbação reflectiu-se, na foz do rio de S. Domingos, numa alteração média de aproximadamente 28% dos valores da concentração de coliformes totais para o cenário médio, e 2 de 4% e de 16% para os cenários húmido e seco, respectivamente. O valor mais baixo de perturbação para o cenário seco relaciona-se com os menores caudais considerados neste cenário, que reduzem a propagação da contaminação desde as cabeceiras até à foz do sistema simulado.
- De modo idêntico, a perturbação dos teores de coliformes totais associados às rejeições fez-se apenas sentir a jusante das mesmas, perturbando os valores de contaminação microbiológica na foz do rio de S. Domingos em 13% para o cenário médio, 8% para o cenário de semestre húmido e 31% para o cenário de semestre seco. Neste caso, dada a proximidade das descargas das rejeições à foz do rio de S. Domingos, a perturbação dos seus teores de coliformes é mais evidente no cenário seco, considerando as fracas condições de dispersão desse cenário causada pelos menores valores de caudal.
- Por último, a perturbação dos caudais difusos produz, de acordo com o expectável, alterações de maior magnitude nos teores de coliformes totais ao longo de cada troço. Esta perturbação reflecte-se na qualidade da água da foz do rio de S. Domingos através de uma alteração de cerca de 10% dos valores de coliformes totais para o cenário médio, 18% para o cenário de semestre húmido e 4% para o cenário de semestre seco. Uma vez mais, esta disparidade entre as alterações sentidas para os segundo e terceiro cenários deve-se à maior afluência de caudais difusos no cenário de semestre húmido.

Assim, conclui-se que, para o cenário de condições médias de escoamento, a alteração da contaminação microbiológica nos troços de cabeceira é a que parece ter maior expressão na qualidade da água na foz do rio de S. Domingos, enquanto para o cenário de semestre seco são relevantes os teores de coliformes totais provenientes das rejeições, e para o cenário de semestre húmido tem maior expressão a contaminação por via difusa.

De facto, o terceiro cenário, correspondente às condições de semestre seco, revelou-se o mais susceptível a alterações nos teores de coliformes totais para todos os troços em geral, em consequência de perturbações nos parâmetros de qualidade da água, mas também para os parâmetros hidráulicos analisados. Exceptua-se apenas a perturbação ao nível da contaminação microbiológica por via difusa, pelas razões acima enunciadas.

Realizou-se, posteriormente, uma nova análise de sensibilidade para os parâmetros hidráulicos e de qualidade com maior influência nos resultados da modelação, nomeadamente para o coeficiente de rugosidade de Manning e para a taxa de decaimento dos coliformes. Desta vez, as perturbações infligidas aos valores destas variáveis de entrada tinham um maior detalhe, assumindo valores de + 25% e - 25% relativamente aos valores de entrada. A Tabela III.21 sumariza os resultados desta nova análise de sensibilidade, e da análise da mesma é possível extrair as seguintes ilações:

- Tal como na primeira análise de sensibilidade, a perturbação de +- 25% do coeficiente de rugosidade de Manning-Strickler reflectiu-se de modo directamente proporcional, considerando as devidas aproximações, no cálculo do coeficiente de dispersão para cada troço. Essa proporcionalidade revelou-se também uma vez mais no que respeita à profundidade do escoamento, e manteve-se a proporcionalidade inversa entre este parâmetro de controlo e a velocidade de escoamento.
- A perturbação de apenas 25% do mesmo coeficiente fez diminuir para metade a variação média dos teores de coliformes totais, em relação aos resultados obtidos para uma perturbação de 50%.
- Para a taxa de decaimento dos coliformes totais, mantiveram-se as mesmas relações obtidas para uma perturbação de +50% do valor por defeito desta taxa, ou seja, nenhuma variação nos parâmetros hidráulicos, uma variação directamente proporcional para o decaimento dos coliformes e uma variação inversamente proporcional para as concentrações de coliformes totais, sendo esta variação de uma magnitude logicamente inferior e, aproximadamente, metade da variação obtida com a realização da primeira análise de sensibilidade.

Assim, uma vez impostas diferentes perturbações sobre as variáveis de entrada e obtendo-se respostas semelhantes para os parâmetros de saída, foi possível validar as relações entre parâmetros atrás descritas, extraídas da primeira análise de sensibilidade.

Deve ressaltar-se que estas análises de sensibilidade têm apenas um carácter qualitativo, sendo que as percentagens médias das alterações produzidas servem apenas o propósito de identificação das variáveis de entrada mais influentes nos resultados da simulação. Para a obtenção de percentagens de variação decorrentes de diferentes perturbações introduzidas com significado quantitativo, seria necessária a obtenção de dados com uma maior fiabilidade e não apenas assentes em estimativas, como aconteceu neste trabalho para dados hidrológicos, hidráulicos, climatológicos ou mesmo de qualidade da água.

Tabela III.21 - Análise de sensibilidade aos dois parâmetros mais influentes na modelação

		Parâmetros hidráulicos afectados									Parâmetros de qualidade afectados					
		Coeficiente de Dispersão (m ² /s)			Profundidade (m)			Velocidade de escoamento (m/s)			Decaimento Coliformes (1/dia)			Concentração de Coliformes totais (NMP/100ml)		
Parâmetros de Controlo Hidráulico		Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Variável de entrada	% perturbação	% Média da Variação Obtida									% Média da Variação Obtida					
Coeficiente de rugosidade de Manning (n) (m ^{1/3} /s)	+ 25%	20,55	19,45	21,03	18,11	35,07	10,75	-12,70	-12,74	-12,57	0,00	0,00	0,00	-1,15	-0,84	-2,50
	- 25%	-23,22	-22,63	-16,34	-16,49	-16,25	-13,92	18,81	19,19	18,99	0,00	0,00	0,00	1,30	0,70	0,95
Parâmetros de Controlo de Qualidade		Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Variável de entrada	% perturbação	% Média da Variação Obtida									% Média da Variação Obtida					
Taxa de decaimento dos coliformes (1/dia)	+ 25%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	24,97	24,86	26,11	-1,98	-1,04	-4,26
	- 25%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-25,01	-25,07	-25,07	2,05	1,08	4,49

6. Resultados Obtidos e Discussão

No presente capítulo serão abordadas as seguintes questões: apresentação e discussão dos resultados obtidos com a simulação da qualidade da água do rio de S. Domingos e seus afluentes através do modelo QUAL2E; adequação dos parâmetros hidráulicos obtidos ao local físico estudado; e comparação dos valores de contaminação microbiológica e da concentração de oxigénio dissolvido com os valores máximos recomendados e admissíveis segundo a legislação nacional.

6.1. Parâmetros Hidráulicos

Na generalidade, considerou-se que a adaptação da modelação efectuada às condições hidráulicas da rede hidrográfica simulada foi satisfatória, consequência da etapa de calibração previamente descrita (Capítulo 5.8), que teve como objectivo essa mesma adaptação. Em seguida, sumarizam-se os resultados obtidos para os principais parâmetros hidráulicos:

- Os caudais afluentes a cada elemento computacional foram, de um modo geral, muito reduzidos, nunca atingindo $1 \text{ m}^3/\text{s}$, dada a reduzida dimensão das linhas de água estudadas. Para o cenário de semestre seco, em que as linhas de água em questão praticamente secam, os escoamentos foram da ordem da centésima de m^3/s , tendo-se obtido para a foz do rio de S. Domingos um caudal de $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$. No cenário de mês húmido, o caudal na referida foz assumiu o seu valor máximo em relação aos outros cenários, com $0,99 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto que para o cenário médio se obteve para a mesma secção um caudal de apenas $0,41 \text{ m}^3/\text{s}$.
- Um dos parâmetros hidráulicos mais relevantes para a modelação da dispersão em meio hídrico é o coeficiente de dispersão, calculado pelo modelo QUAL2E para cada elemento computacional de cada troço. Para o cenário médio simulado, obtiveram-se coeficientes de dispersão muito reduzidos para as cabeceiras (por vezes inferiores a $1 \text{ m}^2/\text{s}$), mas aumentando significativamente ao longo dos vários troços para jusante até atingir valores da ordem de grandeza das unidades. Esta situação também se verificou para os coeficientes de dispersão calculados para o terceiro cenário, mas não no cenário de semestre húmido, no qual os maiores valores de caudal permitiram aumentar significativamente o coeficiente de dispersão de cada troço, assumindo já valores da ordem das dezenas, sendo o troço 7 aquele com maior coeficiente de dispersão (cerca de $20,30 \text{ m}^2/\text{s}$). Estes valores superiores de coeficiente de dispersão calculados para o segundo cenário revelaram que não foi um problema de calibração do modelo, mas apenas a reduzida dimensão da rede hidrográfica e dos correspondentes caudais de escoamento que levou a que, para os outros cenários, este coeficiente assumisse valores tão reduzidos.
- A média da altura de escoamento para o cenário médio situou-se entre os 20 a 30 cm, associada a larguras dos troços da ordem dos 2 m, atingindo apenas 5 m na foz do rio de S. Domingos, imediatamente a montante da sua entrada no mar, na praia de Molhe Leste.

Aparentemente, e por comparação com o conhecimento físico do local, esta aproximação revelou-se satisfatória. Naturalmente que para este caso e para os mesmos valores de largura, se obtiveram maiores valores de alturas de escoamento, da ordem de 0,5 m a 1,0 m. Uma vez mais, a confirmação visual destas condições de escoamento no local permitiram a validação destes resultados. Por último, para o cenário mais desfavorável, correspondente às condições características dos meses secos, as alturas de escoamento obtidas foram muito baixas, apenas da ordem de alguns centímetros, o que se provou viável uma vez que as linhas de água consideradas não têm praticamente caudal nestes meses mais quentes.

- Por último, a análise das velocidades de escoamento obtidas permitiu concluir que estas se encontravam em concordância com os demais parâmetros hidráulicos já analisados. Deste modo, para o cenário de maiores caudais escoados (cenário II), obtiveram-se velocidades de escoamento da ordem dos 0,2 m/s, para o cenário médio (cenário I) valores aproximadamente semelhantes, e para o cenário de meses secos (cenário III), verificou-se uma ligeira redução das velocidades de escoamento, assumindo estas valores da ordem dos 0,15 m/s.

6.2. Parâmetros de Qualidade

Os resultados obtidos para os parâmetros de qualidade simulados com o QUAL2E são apresentados, por elemento computacional de cada troço, no Anexo 7. O modelo reagiu às descargas de poluição repartidas pelos diferentes cursos de água, através de alterações nos valores das concentrações desses parâmetros. Da análise desses valores foi possível extrair ilações parâmetro a parâmetro, prestando especial atenção ao elemento final do sistema submetido a simulação, correspondente à foz do rio de S. Domingos, imediatamente a montante da sua entrada na praia de Molhe Leste (A variação de cada parâmetro ao longo do curso de água do rio de S. Domingos é apresentada de forma gráfica no Anexo 8):

- A temperatura não variou de forma significativa ao longo dos vários troços simulados, para cada um dos diferentes cenários, não se notando neste parâmetro uma influência evidente dos caudais das rejeições dos troços 6 e 9. No entanto, e como seria de esperar, a média da temperatura foi mais baixa para o cenário II, com 11,3°C, e mais alta para o cenário III, correspondente a meses de verão, com 21,8°C. Para o cenário I, cenário de ano médio, obteve-se uma temperatura média de 16,8°C, coerentemente um valor intermédio entre os valores obtidos para os outros cenários. Os valores obtidos na foz do rio de S. Domingos também não se afastaram muito destes valores médios. Deve ainda referir-se que não foi encontrada nenhuma relação aparente entre os valores da temperatura e a concentração dos restantes parâmetros de qualidade.
- Relativamente aos sólidos suspensos totais (SST), o modelo devolveu dados de maior presença de matéria em suspensão para o terceiro cenário, com 40,62 mg/L, sendo evidente no 44º elemento um aumento significativo destes sólidos provocado pela descarga das suiniculturas existentes na região. No entanto, a descarga do efluente da ETAR, pela sua

elevada capacidade de remoção de sólidos, não se fez sentir no troço 6, no que respeita ao teor de SST. Devido aos maiores caudais, que por sua vez proporcionam uma maior capacidade de diluição dos SST, no cenário II obteve-se apenas uma média de 14,12 mg/L, enquanto que mais uma vez o cenário I foi representativo de uma contaminação média, com 19,10 mg/L de SST. Para a foz do rio de S. Domingos os valores não se afastaram significativamente dos valores médios enunciados, que, sendo valores relativamente reduzidos de SST, permitiram concluir que este parâmetro não constitui motivo de preocupação ao nível da descarga na praia de Molhe Leste, não havendo evidências do risco de valores elevados de sólidos poderem “mascarar” os agentes de contaminação microbiológica presentes na água.

- No que respeita à simulação do oxigénio dissolvido, sumarizaram-se os dados obtidos na Tabela III.22, concluindo-se que o modelo devolve valores credíveis de oxigénio dissolvido (OD) e de carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) para as condições estudadas:

Tabela III.22 - Resultados médios obtidos para a simulação do oxigénio para o rio de S. Domingos

	OD (mg/L)	CBO ₅ (mg/L)
Cenário I	9,06	6,56
Cenário II	9,72	6,66
Cenário III	8,79	6,55

Sendo a CBO₅ um fiel indicador da magnitude da actividade biológica presente numa massa hídrica, uma vez que expressa a quantidade de oxigénio dissolvido consumido durante a oxidação biológica da matéria orgânica e/ou inorgânica existentes na água, a um aumento da CBO₅ corresponde um aumento da concentração de contaminação microbiológica na água. Consequentemente, verifica-se um decréscimo do teor em oxigénio dissolvido da massa de água, uma vez que este é consumido nos processos biológicos (esta relação pode ser verificada nos respectivos gráficos no Anexo 8). Assim, para o cenário III, as maiores temperaturas e menores caudais são favoráveis à proliferação e menor dispersão dos agentes biológicos, respectivamente, de acordo com o que, posteriormente, se concluiu para a concentração de coliformes totais e de coliformes fecais. De facto, por análise da tabela mais detalhada apresentada no Anexo 7 deste documento, verificou-se também para o cenário III um aumento brusco da CBO₅ após a descarga dos efluentes suínícolas, o que evidencia a presença de agentes microbiológicos nestes efluentes. Uma vez mais, no entanto, a descarga da ETAR da Atouguia da Baleia não se fez sentir de forma significativa na análise da CBO₅, provavelmente devido à elevada eficiência de remoção de agentes microbiológicos que a mesma permite alcançar.

- Quanto às espécies azotadas, provenientes da albufeira de S. Domingos e incrementadas na rede hídrica pelos caudais difusos devido às práticas agrícolas, observou-se que o rio de S. Domingos revela, para um cenário médio, características de uma massa de água eutrofizada^[56]. Esta situação é muito agravada num cenário de semestre seco, caracterizado por menores escoamentos, o que leva a situações de águas mais paradas que favorecem o

fenómeno de eutrofização, embora para um cenário de semestre húmido as concentrações de azoto total e de azoto sob a forma de nitratos tenham sido ainda significativas. A confluência do rio de Ferrel com o rio de S. Domingos faz-se sentir através de um aumento considerável de espécies azotadas no Cenário III, o que pode ser evidência da aplicação de fertilizantes agrícolas nos terrenos que atravessa, coincidente com os reduzidos valores de escoamento, característicos deste cenário, que diminui a capacidade de diluição dos ditos nutrientes no meio receptor. Deve salientar-se que o troço 4 da rede hidrográfica considerada, pertencente ao rio de Ferrel, tem uma área drenante associada de 10,79 km², pelo que neste troço se faz sentir com maior intensidade a influência dos caudais laterais na degradação da qualidade das águas. A pior qualidade da água, evidenciada pelo cenário de semestre seco, deverá então resultar dos baixos caudais associados a este cenário, que diminuíram a capacidade da rede hídrica de dispersão destes nutrientes. Por outro lado, a descarga dos efluentes suinícolas no troço n.º9 teve uma elevada contribuição em termos de concentrações de espécies azotadas, o que faz algum sentido considerando que os nitratos são geralmente indicadores de contaminação com origem em explorações suinícolas. Deve ainda referir-se que, de uma maneira geral, a concentração de azoto total aumentou ao longo de cada troço, o que deverá resultar da contribuição em azoto dos caudais difusos. Os resultados médios obtidos para cada espécie azotada e para cada cenário, bem como a sua discretização por elemento computacional, podem ser consultados com maior detalhe no Anexo 7.

- A simulação de fósforo, apenas considerada sob a forma de fósforo dissolvido, devolveu concentrações médias na ordem dos 0,69 mg P/L para o cenário médio e 0,31 mg/L para o cenário de semestre húmido, tendo-se registado um aumento dos valores da concentração no cenário de semestre seco com um valor médio de 3,86 mg P/L. As razões que poderão justificar este incremento na concentração do fósforo dissolvido, para o terceiro cenário, são análogas às razões que foram aduzidas para os outros parâmetros atrás referidos. De facto, para este cenário e dada a fraca capacidade de auto-depuração do meio receptor, verificou-se uma grande influência da rejeição dos efluentes suinícolas no troço n.º9, que provocou um aumento da concentração de fósforo dissolvido para cerca de 50 mg P/L, contribuindo para o fenómeno de eutrofização das massas de água submetidas a simulação.
- Finalmente, a avaliação dos resultados de contaminação microbiológica do rio de S. Domingos e seus afluentes, principal objectivo deste trabalho, permitiu concluir que o cenário mais desfavorável em termos de qualidade das águas se revelou ser o cenário III, com maiores concentrações de coliformes totais, na ordem dos 2 184 NMP/100 ml, e com 446 NMP/100 ml de coliformes fecais. Destacou-se novamente a influência da descarga do efluente das suiniculturas no rio Barrada, que foi notória nos três cenários modelados, como se pode observar no gráfico do Anexo 8 referente à concentração da variação de coliformes totais ao longo do curso de água.

De uma maneira geral, observou-se que os caudais de cabeceira das três linhas de água, a par dos caudais difusos considerados para cada troço, pela sua fraca expressão quantitativa, não

influenciaram de forma relevante os valores dos parâmetros de qualidade da água, independentemente do cenário considerado. Assim, a fonte de contaminação com maior representatividade na degradação da qualidade da água para a foz do rio de S. Domingos concluiu-se serem as rejeições, nomeadamente a rejeição dos efluentes suínícolos para o rio Barrada. Após a descarga deste efluente na rede hídrica, observaram-se degradações significativas nos vários parâmetros descritores da qualidade da água. A rejeição do efluente da ETAR da Atouguia da Baleia não teve uma influência sensível nesses mesmos parâmetros.

A conclusão mais determinante do trabalho desenvolvido prende-se com os valores obtidos para a contaminação microbiológica. De facto, se se considerarem os 500 NMP/100 ml como Valor Máximo Recomendado (VMR) de coliformes totais, nenhum dos cenários cumpre este requisito de qualidade da água (em nenhum elemento computacional de nenhum troço), sendo que o cenário III ultrapassa em quase seis vezes o VMR para este parâmetro, atingindo quase os 3 000 NMP/100ml de coliformes totais.

No que respeita aos teores em coliformes fecais, o cenário III revelou-se ser também o mais desfavorável, com uma concentração de 761 NMP/100 ml na foz do rio de S. Domingos, enquanto que o cenário II apresentou uma concentração de 191 NMP/100 ml. Observou-se que, também para este parâmetro indicador de contaminação microbiológica, e no rio de S. Domingos, em nenhum dos cenários foi respeitado o VMR igual a 100 NMP/100ml, definido no Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto, embora nunca tenha sido ultrapassado o VMA (igual a 2 000 NMP/100ml) expresso no mesmo Decreto. Uma análise mais detalhada dos elementos computacionais de toda a rede hidrográfica e dos correspondentes valores de coliformes fecais obtidos, permitiu concluir que, no cenário de semestre húmido, apenas uma parte do troço 6 cumpriu o VMR para os coliformes fecais, tendo-se verificado a mesma situação para o cenário de semestre seco.

6.3. Risco para a saúde pública associado à prática de actividades recreativas num cenário de Inverno na Praia de Molhe Leste

Deste modo, e enquanto os veraneantes que frequentam a praia do Molhe Leste nos meses de semestre seco estão sujeitos a um risco reduzido de exposição aos muito elevados teores de coliformes das águas do rio de S. Domingos (graças à interrupção do seu escoamento para o mar com diques de areia que, por sua vez, agem como filtros naturais de depuração deste curso de água), o mesmo não se pode afirmar em relação aos utentes da praia nos meses correspondentes ao cenário de mês húmido. Embora a capacidade de auto-depuração do rio de S. Domingos seja mais elevada neste período do que nos meses de Verão, e as concentrações de coliformes sejam inferiores. De facto, nos meses de Inverno a foz do rio de S. Domingos encontra-se em comunicação com as águas costeiras, sendo possível a contaminação destas últimas.

Por outro lado, embora as concentrações sejam muito diferentes para os períodos de Verão ou de Inverno, as cargas poluentes são menos díspares, como evidenciado na Tabela III.23:

Tabela III.23 - Comparação de cargas de coliformes totais entre os cenários II e III

	Cenário II	Cenário III
Caudal (m ³ /s)	0,99	0,11
Concentração CT (NMP/100 ml)	1 418,06	2 740
Carga CT (NMP/s)	14 038 794	3 014 000

De facto, como observável na tabela, apesar de o Cenário II apresentar concentrações inferiores de coliformes totais comparativamente ao Cenário III, a este cenário de semestre húmido corresponde uma carga bastante superior dos mesmos agentes bacteriológicos. Pode então afirmar-se que existe um risco associado à prática de actividades de recreio aquáticas na Praia do Molhe Leste, nos meses de Inverno, risco esse agravado pelo facto de as mesmas actividades representarem, como enunciado, um maior nível de exposição comparativamente aos utilizadores mais comuns durante o período de Verão, e ainda pela falta de obrigatoriedade de monitorização das águas balneares durante o período de Inverno, ignorando este tipo de utilizações e comprometendo a saúde destes utentes.

PARTE IV – DISPERSÃO EM ÁGUAS COSTEIRAS

1. Introdução

1.1. Actividades recreativas aquáticas no concelho de Peniche – importância da simulação da qualidade da água

A indústria do surf tem sofrido um crescimento exponencial nas últimas décadas, estimando-se que haja actualmente cerca de 10 milhões de surfistas no mundo, com uma taxa de crescimento de 15% ao ano. Graças a esta crescente popularidade dos desportos de ondas, que a nível Europeu começaram já a destronar o ski de neve como modalidade mais influente.

O Município de Peniche assumiu-se recentemente como a “Capital da Onda”. O desenvolvimento desta marca, como uma estratégia turística e de crescimento, assentou na preposição de que Peniche, “pelas suas condições naturais, clima e proximidade geográfica entre ondas, é regularmente referenciado como um excelente *spot* de surf” ^[57]. De facto, na sua faixa de costa combinam-se ondas de qualidade mundial (sendo a onda de Supertubos a primeira desta lista), com a oferta de outras variedades de ondas, a oportunidade de exploração de praias ainda não massificadas, e uma grande oferta de escolas de surf e *surfcamps*, entre outros factores, que tornam este Município muito atractivo para praticantes de desportos de natureza, especialmente desportos de ondas. Para Outubro de 2011 espera-se a inauguração de um Centro de Alto Rendimento para o Surf, localizado à entrada da Cidade de Peniche, na proximidade de Supertubos, que assinala o comprometimento da região para o desenvolvimento da prática de surf de alto nível.

De facto, a própria onda de Supertubos recebe, desde Outubro de 2009, uma etapa do Circuito Mundial de surf, onde apenas participam os 44 melhores atletas da modalidade, sendo que as restantes etapas do mesmo circuito se realizam em locais tão distantes como Tahiti, Havai, Califórnia ou África do Sul. Este *spot* diferencia-se das restantes ondas do município de Peniche pela capacidade de formar ondas rápidas e tubulares, em que apenas os surfistas mais experientes conseguem manobrar.

A etapa do World Tour de Peniche recebeu, em Outubro de 2010, cerca de 100 000 visitantes com um recorde de 40 000 espectadores na praia de Supertubos, devendo ainda contabilizar-se as largas centenas de milhares de espectadores que acompanharam a transmissão destes campeonatos via internet.

Adicionalmente, a própria praia de Molhe leste revela-se uma das escolhas principais para as escolas de surf da região desenvolverem as suas actividades, pois é uma praia abrigada da ondulação e do vento. Embora não seja objecto de estudo desta dissertação, deve referir-se que os *surfcamps* e escolas de surf têm sofrido um grande crescimento e, consequentemente, têm ganho importância na estrutura económica do município de Peniche.

Deste modo, parece evidente a necessidade de uma monitorização da qualidade das águas balneares deste município, que abranja naturalmente as praias de Molhe Leste e Supertubos, dado o seu valor económico e turístico, essenciais para o desenvolvimento da “Capital da Onda”.

2. Modelo de Aproximação de Dispersão Isotrópica

A complexidade da modelação do rio de S. Domingos e o tempo gasto com a mesma, levaram a que em vez de uma nova modelação para o meio marinho, se fizesse apenas um simples cálculo para a dispersão das concentrações de coliformes totais obtidas para a foz do rio de S. Domingos, após a sua descarga na praia de Molhe Leste. O principal objectivo desta análise seria o de averiguar se a contaminação das águas balneares na praia de Molhe Leste, também representaria ou não um risco para os utentes que usufruíssem da onda de Supertubos, localizada na mesma praia, mas um pouco mais a sul. Os valores de contaminação biológica usados para estes cálculos de dispersão corresponderam aos resultados obtidos para o cenário II de modelação das águas superficiais interiores, previamente realizada, uma vez que se pretendeu analisar o risco associado à prática de desportos aquáticos em Supertubos num cenário de meses de Inverno, característico de ondulações mais frequentes e maior utilização da mesma praia por parte da população surfista.

O cálculo apresentado no presente trabalho pretende apenas ser um estudo preliminar, meramente qualitativo. Caso se demonstre que o risco de contaminação possa existir, então será recomendável que esta modelação do rio de S. Domingos venha a ser no futuro continuada por uma modelação da dispersão em meio marinho dos coliformes transportados por esse curso de água.

As concentrações de microrganismos patogénicos diminuem em meio hídrico devido a mecanismos de transporte (advecção e dispersão), inactivação e remoção, havendo reduzidas evidências de que estes organismos tenham a capacidade de se reproduzir em águas marinhas (embora nos estratos de sedimentos essa proliferação se pense ser facilitada). As taxas de transporte encontram-se directamente dependentes das correntes oceânicas e de turbulência, que por sua vez dependem da intensidade das marés, ondulação, ventos e demais fenómenos oceânicos. A inactivação destes microrganismos deve-se sobretudo à mutação, atrofiamento, oxidação e lise celular a que estes são sujeitos, devido ao stress ambiental do ambiente marinho, pelas suas características de salinidade, luminosidade, temperatura e falta de nutrientes essenciais. Finalmente, os mecanismos de remoção de organismos patogénicos prendem-se com fenómenos físicos e biológicos. De entre os fenómenos físicos destaca-se a interacção destes organismos com partículas em suspensão na coluna de água, que levará posteriormente à sua sedimentação conjunta, enquanto a remoção por via biológica ocorre principalmente devido à predação por protozoários bacterívoros, como amibas e vários ciliados, e espécies diversas de zooplâncton. No âmbito deste trabalho, e uma vez que se pretende apenas um cálculo simplificado de dispersão de contaminação biológica em meio marinho, consideraram-se apenas os mecanismos de transporte e inactivação de coliformes totais na praia de Molhe Leste.

A Figura IV.1 ilustra o ortofotomapa que serviu de base ao estudo das tendências de dispersão nesta massa de água costeira. Determinou-se uma distância aproximada de 900 m entre a foz do rio de S. Domingos junto ao pontão do Molhe Leste do Porto de Peniche (para o qual se estimou um comprimento aproximado de 470 m) e o banco de areia onde quebra a famosa onda de Supertubos.



Figura IV.1- Simulação da dispersão em águas costeiras ^[58]

Como ilustrado na Figura, consideraram-se duas correntes responsáveis pela mistura da água do rio de S. Domingos nas águas costeiras da praia de Molhe Leste (setas a laranja na imagem): uma primeira corrente, paralela ao molhe leste do Porto de Peniche que delimita a norte a praia considerada, supostamente de maior intensidade mas mais localizada, e uma segunda corrente paralela ao areal, no sentido norte – sul, de menor intensidade mas de maior prevalência. A corrente junto ao molhe é característica destas infra-estruturas hidráulicas ^[58] e deve-se sobretudo à acção da ondulação que, ao quebrar no banco de areia em frente à foz do rio de S. Domingos, provoca nas extremidades desse mesmo banco uma corrente no sentido do mar alto, correspondente às massas de água que retornam ao oceano. De facto, a existência tanto de molhes como de esporões tem tendência a localizar e a amplificar estas correntes, do inglês *rip currents*, e em português comumente designadas por agueiros, que são a principal causa de afogamentos entre banhistas. ^[59]

A segunda corrente, desenhada também a laranja numa trajectória paralela à linha de costa, tem origem no vento, e designa-se geralmente por deriva. Sendo o vento predominante na praia de Molhe Leste no sentido Norte-Noroeste, com uma intensidade de 4, estimou-se que a deriva assumiria a

mesma direcção e sentido. De facto, é comum considerar-se que a dispersão de poluentes na zona de rebentação (surf zone) segue uma direcção paralela à costa e com uma velocidade constante ^[24]. Assim, a linha a tracejado laranja representada na imagem corresponde à direcção e sentido da corrente resultante das duas correntes quase perpendiculares consideradas, tendo-se assumido para ambas as correntes a mesma intensidade de 0,1 m/s. Definiram-se assim frentes de dispersão com origem na foz do rio de S. Domingos, assumindo estas à superfície circunferências concêntricas de decrescente concentração em coliformes totais.

No entanto, e dado que os microrganismos indicadores de contaminação microbiológica têm tendência a descer na coluna de água e a acumular-se nos sedimentos, afectou-se a dispersão superficial enunciada tendo em conta a profundidade da coluna de água, pelo que em lugar das frentes de dispersão superficial cilíndricas se obtiveram frentes cilíndricas em profundidade.

Como evidenciado na Figura IV.2 a batimetria junto à linha de costa considerada não se altera bruscamente, assumindo um declive gradual que circunda toda a península de Peniche:

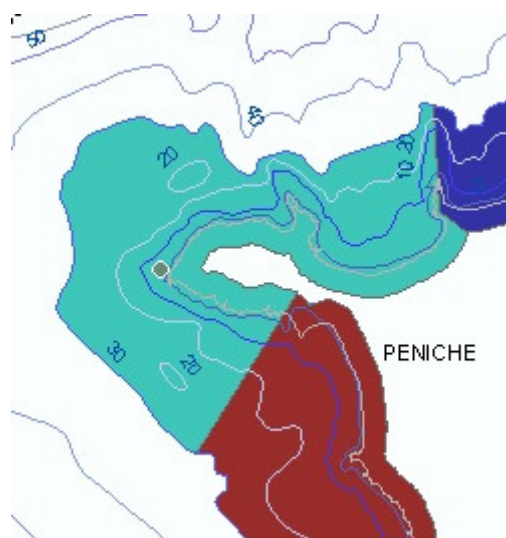


Figura IV.2 - Batimetrias ao largo da península de Peniche (SNIRLit)

De facto, uma observação cuidada da Figura IV.2 evidenciou a existência de uma plataforma de declive aproximadamente constante, após uma primeira faixa de declive mais pronunciado junto à linha de maré, sendo que se desprezou este talude por representar apenas uma dezena de metros (este perfil pode ser consultado no Anexo 9). Assim, tendo-se apurado uma profundidade de entrada no porto de Peniche (na extremidade do Molhe Leste representado na Figura IV.1. a verde) de aproximadamente 6 m, considerou-se para a faixa de rebentação, do inglês *surfzone*, uma profundidade constante de 4 metros.

Para a dedução do modelo de aproximação de dispersão isotrópica considerou-se ainda o fenómeno de superficialidade da água doce em relação à água salgada, devido a diferenças de densidade e salinidade entre as duas massas de água, fenómeno que por sua vez impede a sedimentação imediata dos coliformes na saída do rio de S. Domingos. Por uma questão de simplificação de cálculo, assumiu-se ainda uma temperatura semelhante para as massas de água doce e salgada.

2.1. Dedução do Modelo usado

Posto ao exposto, prosseguiu-se com a dedução das expressões analíticas que traduzem o modelo definido. Começou-se por definir a área da frente cilíndrica de dispersão ($S_{(D)}$ em m^2) em função da distância e da profundidade através da expressão seguinte, onde D corresponde à distância em relação à foz do rio de S. Domingos e h à profundidade, ambas em metros:

Equação 20- Área das frentes cilíndricas em função da distância e profundidade

$$S_{(D)} = h \cdot \frac{2\pi D}{4}$$

Seguidamente, considerou-se a conservação do número de coliformes totais (NT em NMP/s), vivos ou mortos, segundo a seguinte equação de conservação de massa:

Equação 21 - Conservação do número de coliformes totais

$$NT = v * S_{(D)} * CT_{(D)}$$

Na equação 21, v corresponde à velocidade da frente de dispersão, a velocidade resultante das duas correntes consideradas, que assume um valor de 0,1 m/s, e $CT_{(D)}$ corresponde à concentração de coliformes totais para a frente cilíndrica considerada, em NMP/100 ml, a incógnita que se pretende determinar. A partir das equações 20 e 21, obteve-se então a expressão para a concentração de coliformes para cada frente cilíndrica em função da distância $CT_{(D)}$, onde CT_i se assumiu como a concentração inicial da dispersão, ou seja a concentração de coliformes totais na entrada no oceano do rio de S. Domingos, e Q o correspondente caudal:

Equação 22 - Concentração de coliformes totais para a frente cilíndrica de dispersão

$$CT_{(D)} = \frac{CT_i \cdot Q}{v \cdot h \cdot \frac{2\pi D}{4}}$$

Finalmente, considerou-se a expressão analítica seguinte como (equação 23) descritora do mecanismo de inactivação, sob a forma de uma taxa de decaimento no tempo do número de coliformes totais. A aplicação desta expressão consiste na afectação da concentração de coliformes totais obtidos para a frente cilíndrica de dispersão da referida taxa de decaimento dos mesmos, permitindo assim obter-se o número de organismos vivos presentes na frente cilíndrica de dispersão. Esta afectação é relevante, na medida em que apenas os microrganismos de contaminação microbiológica que remanescem vivos poderão ser responsáveis por problemas de saúde para os utentes das referidas águas recreativas. Assim, a concentração de organismos vivos C_{vivos} em função do tempo decorrido desde a descarga (t , em dias) e afectado pela taxa de decaimento característica destes organismos (α), pode ser dada por:

Equação 23 - Concentração de organismos vivos por aplicação da taxa de decaimento

$$C_{vivos} = CT * e^{-\alpha \cdot t}$$

Como se referirá na secção seguinte, referente aos resultados obtidos e respectiva discussão, o valor da taxa de decaimento para os coliformes totais admitida neste trabalho foi de 0,19/dia.

Na mesma equação, assumiu-se o tempo (t), em dias, que a contaminação microbiológica leva a chegar à frente de dispersão em análise. O cálculo desse tempo, em função da distância à foz do rio de S. Domingos, encontra-se descrito na equação seguinte, e relaciona-se logicamente com a velocidade de dispersão (v):

Equação 24 - Tempo associado a cada frente de dispersão

$$t_{(D)} = \frac{D}{v}$$

2.2. Resultados e Discussão

Enunciadas as expressões necessárias ao funcionamento do modelo de aproximação de dispersão isotrópica, calcularam-se os níveis de contaminação biológica passíveis de atingir Supertubos, para um cenário de semestre húmido, correspondente ao cenário II da simulação do rio de S. Domingos. Este cenário, associado a maiores caudais escoados que aumentam a capacidade de depuração do rio de S. Domingos e seus afluentes, apesar de por essa mesma razão se apresentar como o cenário mais favorável em termos de qualidade das águas interiores, para a qualidade das águas costeiras esses maiores escoamentos representam o cenário mais desfavorável. Isto resulta, como pode ser verificado na equação 22 acima descrita, de a um maior caudal descarregado na foz do rio de S. Domingos corresponder de forma directamente proporcional uma maior concentração de coliformes totais para as frentes de dispersão. Assim, para a análise de risco de contracção de doenças pelo uso recreativo das águas de Supertubos, optou-se por verificar se o pior cenário de contaminação em Molhe Leste era passível de contaminar as águas de Supertubos e quanto tempo levaria essa contaminação a atingi-las.

O percurso preferencial seguido pelos coliformes e outros microrganismos numa massa hídrica é o de agregação a partículas e posterior sedimentação. No entanto, outros autores afirmam que a entrada de ondulação, pelo acréscimo de turbulência que representa para a coluna de água, pode induzir uma ressuspensão dos ditos sedimentos, pelo que a contaminação biológica reentra na coluna de água e pode deslocar-se graças aos mecanismos de transporte, advecção e dispersão, previamente descritos. Por esta divergência de opiniões, consideraram-se, para a dispersão dos coliformes em meio marinho, dois cenários distintos:

- Cenário A – considerou-se uma dispersão superficial da contaminação biológica, atingindo apenas os 10 cm superficiais da coluna de água, ou seja uma profundidade de dispersão de $h = 0,10\text{m}$. Empiricamente, assumiu-se que este menor volume de dispersão se traduziria em maiores concentrações de coliformes totais em Supertubos, pelo que seria o cenário mais desfavorável em termos de qualidade das águas costeiras.
- Cenário B – considerou-se para este segundo cenário uma dispersão ao longo de toda a coluna de água, ou seja uma dispersão em profundidade com $h = 4\text{m}$. Pelo maior volume

assumido pelas frentes de dispersão. Assumiu-se este cenário como o mais favorável em termos de qualidade das águas costeiras.

Os resultados obtidos para estes dois cenários encontram-se sumarizados na Tabela IV.1. Para a obtenção dos mesmos assumiu-se uma concentração inicial de coliformes totais de 1 418 NMP/100 ml, um caudal de 0,99 m³/s para a foz do rio de S. Domingos, uma distância de 900 m e uma velocidade de 0,1 m/s para a corrente resultante. Para a aplicação da equação que traduz os mecanismos de inactivação, considerou-se uma taxa de decaimento de 0,19/dia, sendo esse o valor mais provável para o decaimento destes organismos em condições marinhas diurnas.

Tabela IV.1 - Resultados obtidos usando concentração inicial de coliformes obtida na modelação com o QUAL2E

	Cenário A	Cenário B
C total (vivos e mortos)	99 NMP /100 ml	≈ 3 NMP/100 ml
C vivos	97 NMP/ 100 ml	≈ 2 NMP/ 100 ml

Por comparação com o Valor Máximo Recomendado de 500 NMP/100 ml, e mais ainda com o Valor Máximo Admitido de 10 000 NMP/100 ml constantes no Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto, os resultados de contaminação biológica obtidos para Supertubos a uma distância de 900 m da praia de Molhe Leste revelaram-se muito baixos, e inofensivos do ponto de vista de risco para a saúde pública por usufruto dessas águas.

No entanto, recorde-se que os valores de concentração de coliformes totais obtidos para a foz do rio de S. Domingos se apresentaram significativamente inferiores às concentrações apuradas pelos alunos de Biotecnologia da Escola Superior de Tecnologias do Mar, por métodos de análise directa no local físico em questão. Assim, assumindo a possibilidade de uma subestimação dos valores de contaminação por coliformes por parte da simulação efectuada com o QUAL2E, repetiram-se os cálculos de dispersão em meio marinho para os valores obtidos pela ESTM, considerando-se assim uma concentração inicial de coliformes totais de 71 300 NMP/100 ml para o mesmo caudal de 0,99 m³/s. Os resultados obtidos, considerando já estes valores mais elevados de contaminação para o rio de S. Domingos encontram-se sumarizados na Tabela IV.2:

Tabela IV.2 - Contaminação biológica em Supertubos considerando os dados da ESTM de contaminação inicial

	Cenário A	Cenário B
C total (vivos e mortos)	5x10 ³ NMP /100 ml	125 NMP/100 ml
C vivos	4,9x10 ³ NMP/100 ml	122 NMP/100 ml

Assumindo que valores de contaminação microbiológica da ordem de grandeza daqueles obtidos pela ESTM representam com maior fiabilidade um cenário de descarga de efluentes em Molhe Leste, do que os resultados obtidos pela simulação com o modelo QUAL2E, ou que os mesmos correspondem simplesmente a um episódio isolado de descargas excepcionais, pode afirmar-se que existe de facto um risco pontual de contracção de doenças gastrointestinais por contacto com as águas de Supertubos, num cenário de Inverno. De facto, o enquadramento do valor obtido para a concentração de coliformes totais de 4 895,32 NMP/100 ml em relação ao VMR presente no Decreto-lei nº236/98, evidencia uma relação 9,8 vezes superior entre os dois valores. Quanto a este risco deve ter-se ainda

em conta o factor acrescido de um maior nível de exposição dos praticantes de desportos aquáticos em relação ao banhista comum, pelo que para esta população de utentes balneares a probabilidade de contracção de uma doença gastrointestinal se encontra agravada.

PARTE V - CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE DESENVOLVIMENTO FUTURO

A revisão bibliográfica com que se iniciou este trabalho evidenciou que existe uma relação indubitável entre os teores de contaminação microbiológica presentes numa água balnear e problemas de saúde pública, essencialmente do foro gastrointestinal, gerados pelo contacto com essas mesmas águas. Da mesma forma, está extensivamente estudada a relação entre a gravidade dos sintomas revelados e o nível de exposição às águas contaminadas.

No que respeita à modelação de águas interiores aplicada ao rio de S. Domingos, o recurso ao modelo QUAL2E surpreendeu pela facilidade operacional do programa e pela fiabilidade dos resultados produzidos, tendo sido este o primeiro contacto com o uso de modelos do género. Sugere-se, no entanto, a continuação da análise de sensibilidade iniciada neste trabalho para todas as variáveis de entrada e parâmetros reguladores da modelação, na medida em que seria um trabalho de marcado interesse para os utilizadores do QUAL2E, como ferramenta de simulação da qualidade de água de sistemas fluviais.

Ainda relativamente à modelação da qualidade da água do rio de S. Domingos e seus afluentes, concluiu-se, face aos resultados obtidos, que esta rede hidrográfica apresenta problemas ao nível de contaminação microbiológica, aqui avaliada sob a forma de um indicador – os coliformes totais. Dada a localização da foz do referido rio na praia de Molhe Leste e pela sua proximidade à famosa onda de Supertubos, procurada pela comunidade surfista pela qualidade da onda formada, este problema de contaminação poderá pôr em risco a saúde dos referidos praticantes.

Provou-se assim ser necessária uma continuação do esforço já desenvolvido por parte da Câmara Municipal de Peniche e pela ARH Tejo no controlo dos efluentes descarregados para o rio de S. Domingos e outros cursos de água do Concelho, num esforço conjunto para a melhoria da qualidade das águas balneares, dada a anunciada intenção de expansão do turismo de surf proposta pelo município. De facto, dado o panorama nacional de crise económica e o declínio de actividades produtivas como a agricultura e a pesca, o turismo aparece como uma possível solução económica para vários municípios costeiros, como o Município de Peniche, e uma aposta num turismo de qualidade passa pela garantia da qualidade das suas águas e da protecção dos recursos naturais da região. A isto deve ainda acrescentar-se a importância de preservação do próprio ecossistema do rio de S. Domingos, pelo que seria também de interesse o estudo da sua fauna e flora e como as mesmas são afectadas pela degradação da qualidade da água do rio.

Sugere-se, a continuação deste trabalho de forma mais aprofundada, através de um levantamento exaustivo de todas as fontes de poluição pontuais e de uma melhor análise da contribuição dos caudais difusos. Idealmente, seria oportuna a recolha de amostras de água ao longo da rede hidrográfica e para diferentes cenários de escoamento superficial, característicos de diferentes períodos do ano.

O cálculo da dispersão da concentração de coliformes totais em meio marinho, elaborado no âmbito desta dissertação, tendo em conta a sua incerteza relativa devido às várias aproximações efectuadas para obtenção do resultado final, evidenciou a possibilidade de contaminação das águas da onda de Supertubos. Estima-se que esta contaminação ocorreria num cenário muito desfavorável de dispersão superficial dos contaminantes, com correntes de grande intensidade, e coincidentes com

um episódio de descarga pontual no rio de S. Domingos e caudais muito elevados devidos a um regime de precipitações intenso. Ressalva-se que, embora não seja uma contaminação permanente, não se pode descartar a hipótese de existir algum risco de contracção de doenças gastrointestinais pelo contacto com as águas de Supertubos no cenário acima descrito.

A limitação de tempo concedido para esta dissertação de mestrado, e o tempo dispendido na simulação da qualidade das águas interiores, infelizmente não permitiu que estes cálculos de dispersão fossem além de uma mera estimativa, em vez da modelação para as águas costeiras inicialmente idealizada. Assim, sugere-se a continuação deste trabalho pela elaboração de uma modelação adequada às características da região, incluindo dados correctos de batimetria, padrões de ondulação ou ventos predominantes. Seria recomendada a utilização de modelos como o MOHID ou outros, que permitissem uma correcta análise das tendências da dispersão de contaminantes tendo em conta vários cenários de ondulação, ou mesmo a utilização de modelos físicos que confirmassem as tendências apuradas.

Sugere-se ainda, a nível nacional, o desenvolvimento de um programa de monitorização da qualidade das águas utilizadas para fins recreativos que abranja não somente a época balnear mas todos os meses do ano civil. Esta monitorização seria essencial, pelo menos nas praias mais frequentadas pelos praticantes de desportos de ondas, em franca expansão nacional.

Esta dissertação poderá servir ainda como exemplo da metodologia a seguir para se estudarem outras praias de interesse do ponto de vista da utilização das suas águas para fins recreativos como, a título de exemplo, a praia de Carcavelos, berço do surf nacional, a Costa da Caparica, também com grande ocupação de praticantes, ou mesmo as praias da Ericeira, recentemente galardoadas como Reservas Mundiais de Surf.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] WHO – World Health Organization, (2005), *Water Recreation and Disease, Plausibility of Associated Infections: Acute Effects, Sequelae and Mortality*, IWA Publishing
- [2] YAU, V., WADE, T. J., et al, (2009), *Skin-related symptoms following exposure to recreational water: a systematic review and meta-analysis*, *Water Qual Expo Health* (2009) 1: 79 - 103
- [3] MYERS, J. P., (2006), *Skin and Soft Tissue Infections and Envenomations Acquired at the Beach*, *Current Infectious Disease Reports*, 2006, ISSN 1523-3847
- [4] METCALF & EDDY, (2003), *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*, McGraw Hill, 4th Edition
- [5] BOEHM, A. B., ASHBOLT, N. J., et al, (2009), *A sea change ahead for recreational water criteria*, *Journal of Water and Health* 07.1, 2009
- [6] WADE, T. J., CALDERON, R. L., et al, (2005), *Rapidly Measured Indicators of Recreational Water Quality are Predictive of Swimming- Associated Gastrointestinal Illness*, *Environmental Health Perspectives*, Volume 114, Number 1, January 2006
- [7] REES, G., (1999), *Recreational Waters and Health - swimming against the tide*, *The Environmentalist* 19, 35-38 (1999), Kluwer Academic Publishers
- [8] DWIGHT, R. H., BAKER, D. B., et al, (2004), *Health Effects Associated With Recreational Coastal Water Use: Urban Versus Rural California*, *American Journal of Public Health*, April 2004, Vol. 94, No. 4
- [9] SOLLER, J. A., SCHOEN, M. E., et al, (2010), *Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination*, *Water Research* 44 (2010) 4674-4691, Elsevier
- [10] JAMIESON, R., GORDON, R., et al, (2004), *Assessing microbial pollution of rural surface waters – A review of current watershed scale modeling approaches*, *Agricultural Water Management* 70 (2004), 1-17
- [11] SHEN, J., JIAN-JUN, J., et al, (2006), *Inverse estimation of nonpoint sources of fecal coliform for establishing allowable load for Wye River, Maryland*, *Water Research* 40 (2006), 3333-3342
- [12] WILKINSON, J., JENKINS, A., et al, (1994), *Modelling Faecal Coliform Dynamics in Streams and Rivers*, *Water Research* (1995) Vol.29, No. 3, pp. 847-855
- [13] KASHEFIPOUR, S. M., LIN, B., et al, (2001), *Hydro-environmental modeling for bathing water compliance of an estuarine basin*, *Water Research* 36 (2002) 1854-1868
- [14] SIVRI, N., ERTUK, A., (2008), *The effects of a fish farming scenario using QUAL2E modelling at Firtina Creek (Black Sea Region)*, *Turkish Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 8, 293-300, 2008
- [15] REIS, J. S., MELLO, C. E., (2009), *Modelagem Matemática da Qualidade da Água para o Alto Rio das Velhas*, UFOP, Ouro Preto – Minas Gerais, 2009
- [16] SALVETTI, R., AZZELLINO, A., (2006), *Diffuse source apportionment of the Po River eutrophying load to the Adriatic Sea: assessment of Lombardy contribution to Po River nutrient load apportionment by means of integrated modelling approach*, *Chemosphere* 65 (11): 2168-2177, 2006
- [17] HUANG, T. H., SHAW, D., (2010), *Applying Water Quality Modeling to regulating land development in a watershed*, *Water Resources Management* 24, 629-640, 2010

- [18] BOEHM, A.B., KEYMER, D. P., et al, (2005), *An analytical model of enterococci inactivation, grazing, and transport in the surf zone of a marine beach*, Water Research 39 (2005), 3565-3578
- [19] CLARKE, L. B., ACKERMAN, D., LARGIER, J., (2007), *Dye dispersion in the surf zone: Measurements and simple models*, Continental Shelf Research 27 (2007) 650-669
- [20] YUAN, D., LIN, B., et al, (2006), *Development of an integrated model for assessing the impact of diffuse and point source pollution on coastal waters*, Environmental Modelling & Software 22 (2007), 871-879
- [21] KAY, D., WYER, M. D., et al, (1999), *Faecal indicator impacts on recreational waters: budget studies and diffuse source modeling*, Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement 1999, 70S-82S
- [22] LI-MING, H., ZHEN-LI, H., (2008), *Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow stormwater runoff in southern California, USA*, Water Research 42 (2008) 2563-2573
- [23] KAY, D., STAPLETON, C. M., WYER, M. D., et al, (2005), *Decay of intestinal enterococci concentrations in high-energy estuarine and coastal waters: towards real-time T_{90} values for modeling faecal indicators in recreational waters*, Water Research 39 (2005) 665-667
- [24] DOLGONOSOV, B. M., KORCHAGIN, K. A., (2006), *Model of Fluctuations in Bacteriological Indices of Water Quality*, Water Resources 2006, Vol.33, No 6, pp. 637-650
- [25] NEVES, R., MATOS, J. S., (2007), *Integrated Water Management*, Lisboa, 2007
- [26] BRAUNSCHWEIG, F., (2004), *A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case*, Ocean Dynamics, Vol.53, No. 3, 137-145
- [27] VIEGAS, C. N., (2009), *Streams contribution on bathing water quality after rainfall events in Costa do Estoril – a tool to implement an alert system for bathing water quality*, Journal Of Coastal Research: 1691-1695, Part 2 Sp. Iss. 56, 2009
- [28] RAMOS, P. A., 2004, *Advanced Mathematical Modelling for Outfall Plume Tracking and Management using Autonomous Underwater Vehicles based Systems*, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
- [29] GREGÓRIO, H. P., (2009), *Modelagem numérica da dispersão da pluma do emissário submarino de Santos*, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo
- [30] Sítio da Administração da Região Hidrográfica de Lisboa e Vale do Tejo, consultado em Maio de 2011: www.arhtejo.pt
- [31] Decreto – Lei nº 135/2009, de 3 de Junho; Diário da República nº107 – 1ª Série
- [32] BROWN, L., BARNWELL, T., 1987, *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS – Documentation and User Manual*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/3-87/007, Maio de 1987
- [33] Sítio do Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos, do Instituto Nacional da Água (INAG), consultado em Abril de 2001: snirh.pt
- [34] Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território – DRALVT, Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste, Julho de 2011
- [35] COBA – Consultores de Engenharia e Ambiente, 2008, para o Instituto da Água, IP, *Plano de Ordenamento da Albufeira de S. Domingos*, Novembro de 2008
- [36] Instituto Geográfico do Exército, Carta Militar de Portugal, Série M888 – Escala 1:25 000, Folha nº 337 – Peniche, Edição 4 IGeoE 2004

- [37] Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território – DRALVT, Plano de Bacia Hidrográfica das Ribeiras do Oeste, Julho de 2001
- [38] GOMES, F., RODRIGUES, R., 1997, *Distributed Hydrological modeling for the control of a rejection mine waste's reservoir*
- [39] Protocolo entre o Instituto da Água (INAG) e o Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (DCEA/FCT/UNL): *Modelação Matemática da Qualidade da Água no Âmbito do Plano de Ordenamento da Albufeira da Aguieira e Avaliação e Simulação da Concentração de Compostos Orgânicos Voláteis e Semi-Voláteis na Albufeira de Castelo do Bode* (Protocolo N.º 2005/017/INAG), Relatório Final, Lisboa, 2006
- [40] Sítio dos Serviços Municipalizados de Peniche, consultado em Abril de 2011: <http://www.cm-peniche.pt/>
- [41] Sítio do Instituto Geográfico do Exército, consultado em 26 Junho de 2011: www.igeoe.pt
- [42] Sítio das Águas do Oeste, consultado em 14 de Abril de 2011: www.aguasdooeste.pt
- [43] METCALF & EDDY, (1991), *Wastewater Engineering: treatment, disposaland reuse*, McGraw Hill, International Edition
- [44] MONTE, M. Helena, (ano desconhecido), *Requisitos de qualidade da água para reutilização – Remoção de Microrganismos*, ISEL
- [45] Agência Portuguesa do Ambiente (APA), 2010, *PRTR 2009 – Anexo Sectorial, Sector PRTR 7a)ii) e 7a)iii) – Suiniculturas*, Janeiro de 2010
- [46] ARH Tejo, consultada em 25 de Maio de 2011: Licença de utilização dos recursos hídricos para rejeição de efluente – Tereso e Santos LDA
- [47] ARH Tejo, consultada em 25 de Maio de 2011: Licença de utilização dos recursos hídricos para rejeição de efluente – Selecorp
- [48] ARH Tejo, consultada em 25 de Maio de 2011: Licença de utilização dos recursos hídricos para rejeição de efluente – Euroeste
- [49] Instituto da Água (INAG) e DCEA/FCT/UNL, Colaboração Técnico-Científica na Área de Modelação Matemática da Qualidade da Água, Relatório Final, Protocolo nº 2007/009/INAG
- [50] DAL, S., KURTAR, B., 1993, *Environmental Situation*, working paper no.2, Omerli and Elmali Environmental Protection Project – Feasibility Report, Omerli and Elmali Joint Venture, 1.1-5.10, Turkey 1993
- [51] SIMÕES, B., OLIVEIRA, J. F. S., (2004), *Qualidade da água para consumo humano*, LIDEL – Edições Técnicas, LDA
- [52] REIMANN, C., CARITAT, P., 1998, *Chemical Elements in the Environment – Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*, Geological Magazine, September 2000, v. 137, no. 5, p. 596
- [53] COELHO, P. S., 1992, *Modelação da Qualidade da Água – Aplicação ao rio Vouga*, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa
- [54] INSTITUTO DE METEOROLOGIA, PORTUGAL, *Normais Climatológicas de 1951 - 1980*
- [55] Aplicação Google Earth 2011, consultada em Julho de 2011: www.earth.google.com
- [56] DCEA – Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa, Abril de 2009, *Análise das Potenciais Alterações da Qualidade da Água na Albufeira de S. Domingos em Função da Ampliação do Sistema de Saneamento do Paço*, 1º Relatório

[57] PRETO, M. V., (2008), *Peniche, Capital da Onda – Desenvolvimento da Marca*, Convenção “Sou de Peniche”, 2008

[58] Sítio Mapas Bing, consultado em Setembro de 2011: www.bing.com/maps

[59] BICUDO, P., (2008), *Física do Surf*, IST

OUTRA BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

AL-KHALIDI, A. S., (2002), *Measuring water sources pollution using intervention analysis in time series and log-normal model (a case study on Tigris River)*, *Environmetrics* 2002, Vol.13: 693-710

ASKEW J. B., et al, (1965), *Microbiology of reclaimed water from sewage for recreational use*, Water Reclamation Project, 1965

BOFILL-MAS, S., (2010), *Quantification of Human Adenoviruses in European Recreational Waters*, *Food Environ Virol* (2010), Vol.2, pp. 101-109

BORDALO, A., (2003), *Microbiological water quality in urban coastal beaches: the influence of water dynamics and optimization of the sampling strategy*, *Water Research* 37 (2003), 3233-3241

COELHO, M. P., MARQUES, M. E., ROSEIRO, J. C., (1999), *Dynamics of Microbiological Contamination at a Marine Recreational Site*, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 38, No. 12, pp. 1242-1246, 1999

DIONISIO, L., GARCIA-ROSADO, E., (2001), *Microbiological and Sanitary Quality of Recreational Seawaters of Southern Portugal*, *Water, Air and Soil Pollution*, 138:319-334, 2002

DWIGHT, R. H., FERNANDEZ, L. M., et al, (2005), *Estimating the economic burden from illnesses associated with recreational coastal water pollution – a case study in Orange County, California*, *Journal of Environmental Management* 76 (2005), 95-103

FUJIOKA, R., FUJIOKA, C., OSHIRO, R., (2001), *Development and Assessment of a Fecal Bacterial Monitoring Program to Determine the Impact of Ocean Sewage Outfall on Shoreline Water Quality*, Water Resources Research Center, University of Hawai’I at Manoa, Honolulu

GARCÍA-BARCINA, J. M., OTEIZA, M., SOTA, A., (2002), *Modelling the faecal coliform concentrations in the Bilbao Estuary*, *Hydrobiologia* 475/476, 213:219, 2002

IRVINE, K. N., PERRELLI, M. F., et al, (2005), *Sampling and Modeling Approaches to Assess Water Quality Impacts of Combined Sewer Overflows – the Importance of a Watershed Perspective*, *Journal of Great Lakes Residents* Vol.31: 105-115, 2005

JAMES, I. D., (2002), *Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: a review*, *Environmental Modelling & Software* 17 (2002), 363-385

KOCASOY, G., (1989), *The Relationship Between Coastal Tourism, Sea Pollution and Public Health: A Case Study from Turkey*, *The Environmentalist*, Vol.9, No.4, 1989

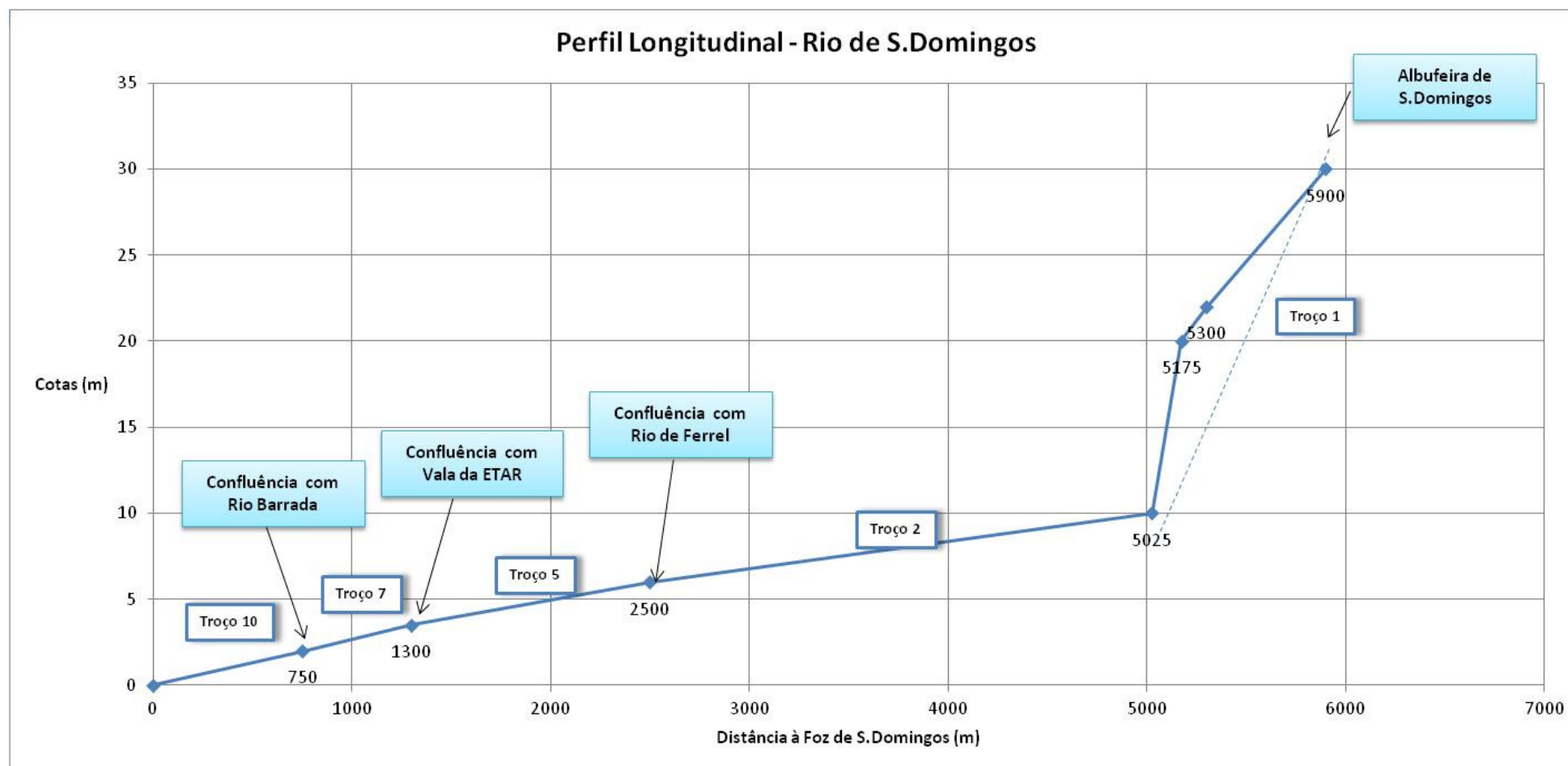
LEMAY, J. A., (1987), *Microbiological Monitoring of Recreational Waters in Santa Monica Bay, California, and the Effect of Storm Drain Effluents on Three Bacterial Indicators*, Environmental Monitoring Division, Hyperion Treatment Plant, Los Angeles, 1987

LIM, H. S., et al, (2008), *Water Quality and Sea Surface Temperature Mapping using NOAA AVHRR Data*, IEEEAC paper No.1367, Version 13, 2009

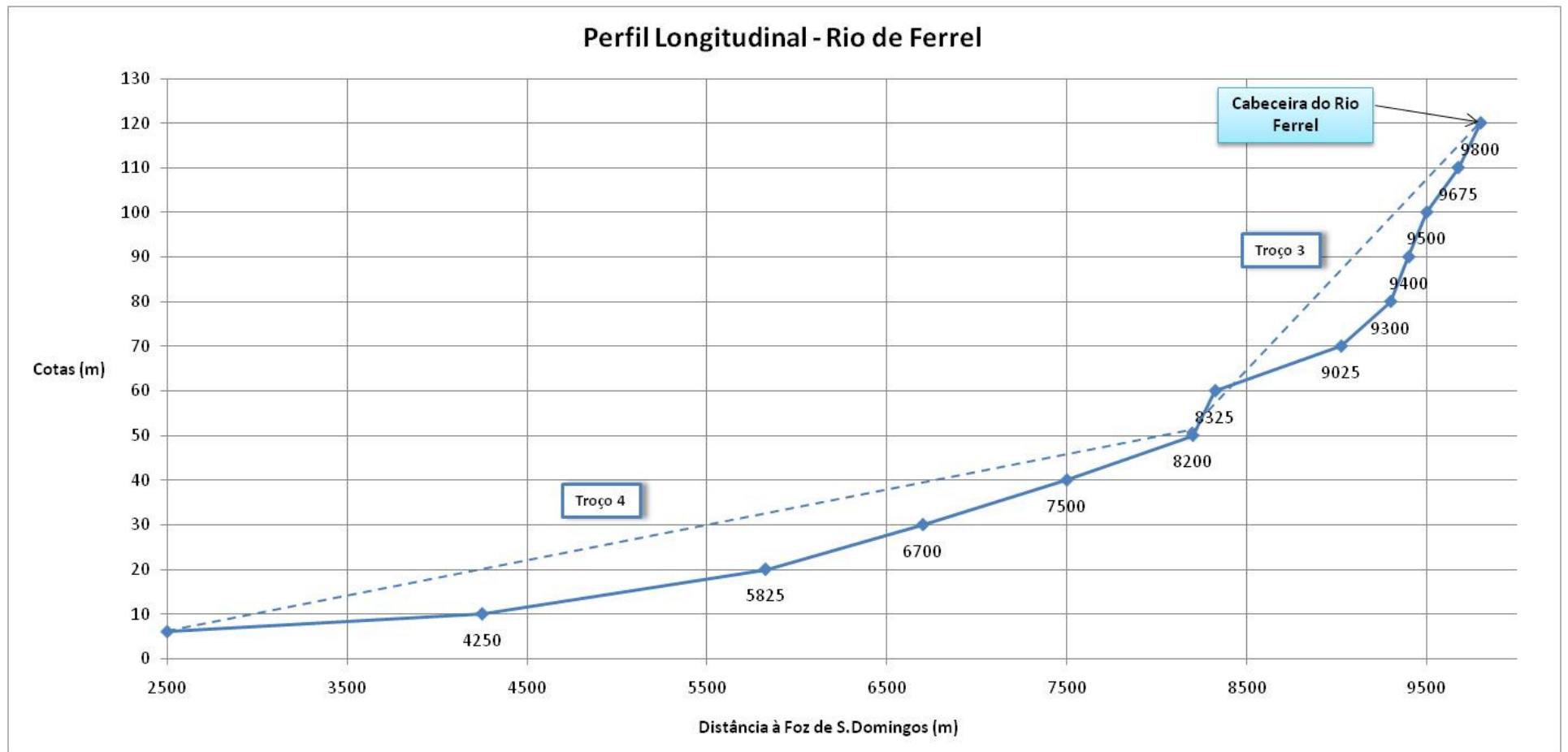
- MALACIC, V., (2001), *Numerical modeling of the initial spread of sewage from diffusers in the Bay of Piran (northern Adriatic)*, Ecological Modelling 138 (2001), 173-191
- OSBORNE, N. J., SHAW, G. R., (2008), *Dermatitis associated with exposure to a marine cyanobacterium during recreational water exposure*, BMC Dermatology 2008, Vol.8
- PRUSS, A., (1998), *Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water*, International Journal of Epidemiology 1998, Vol.27, 1-9
- RAJAR, R., CETINA, M., (1997), *Hydrodynamic and water quality modeling: an experience*, Ecological Modelling 101 (1997), 195-207
- RIBEIRO, C. H., ARAÚJO, M., (2002), *Mathematical Modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe Estuary, NE Brazil*, Hydrobiologia 475/476: 229-237, 2002
- SEYFRIED, P. L., et al, (1985), *A Prospective Study of Swimming- Related Illness – Morbidity and the Microbiological Quality of Water*, American Journal of Public Health, 1985

ANEXOS

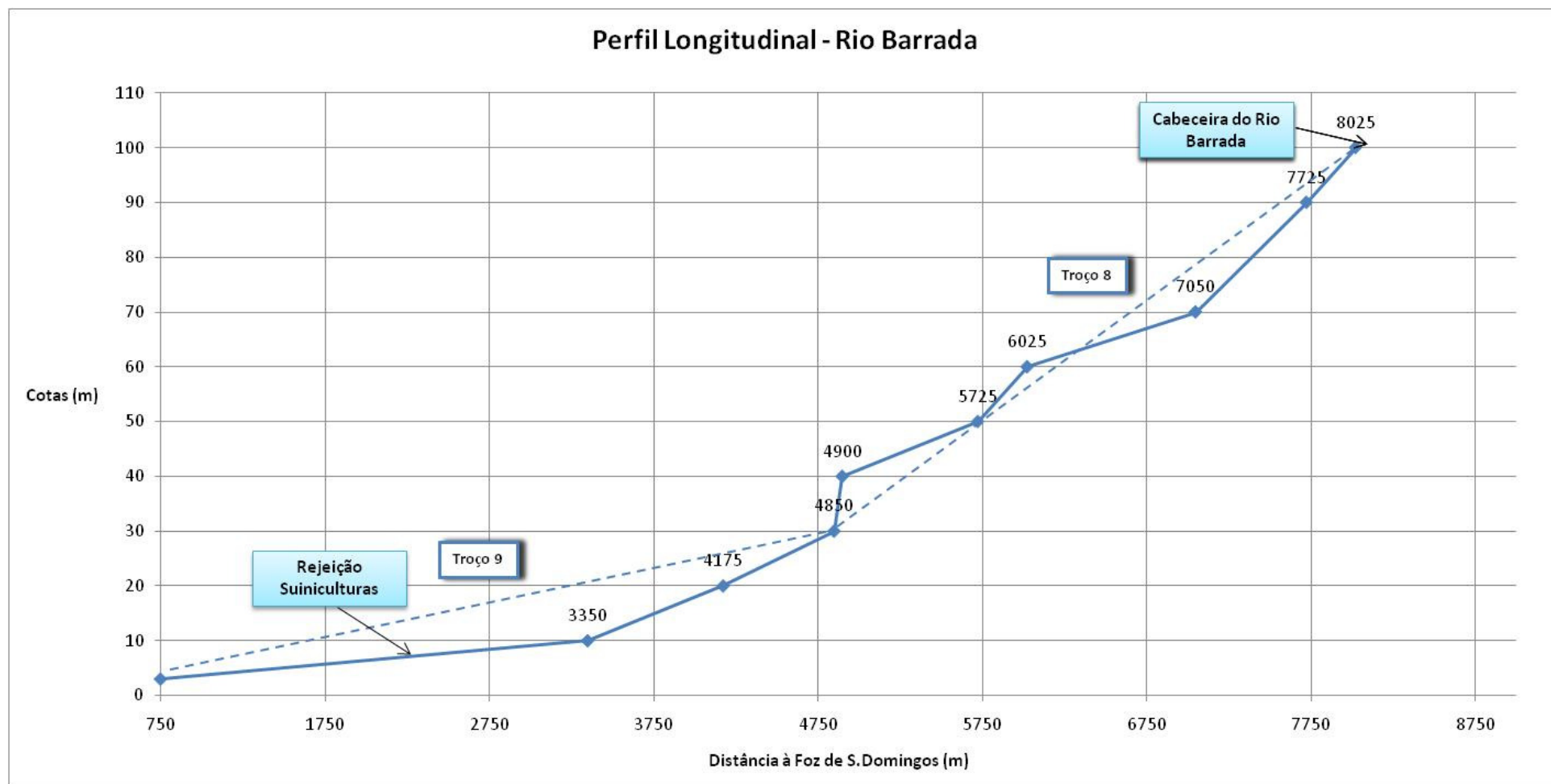
ANEXO 1 – PERFIS LONGITUDINAIS



ANEXO 1 – PERFIS LONGITUDINAIS



ANEXO 1 – PERFIS LONGITUDINAIS



ANEXO 2 – CENÁRIOS DE MODELAÇÃO DAS ÁGUAS INTERIORES

		Caudal (m3/s)	Temperatura (°C)	Oxigénio Dissolvido (mg O2/L)	CBO5 (mg O2/L)	SST (mg/L)	Coliformes Totais (NMP/100mL)	Coliformes Fecais (NMP/100mL)	Azoto amoniacoal (mg NH4/L)	Nitratos (mg NO3/L)	Nitritos (mg NO2/L)	Ortofosfatos (mg/L)
Rio S.Domingos (troço 1 - cabeceira)	C I	0,228	16,41	8,88	5,66	9,38	1987,24	973,85	0,14	6,51	0,13	0,07
	C II	0,565	11,51	10,29	5,84	10,29	935,10	165,68	0,11	9,17	0,14	0,09
	C III	0,043	21,40	9,17	5,08	8,59	2490,43	571,26	0,10	6,27	0,08	0,05
Rio S.Domingos (troço 1 - Q difuso)	C I	0,003	15,0	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,09	1,34	0,12	0,05
	C II	0,007	10,00						0,04	0,54	0,05	0,02
	C III	0,001	20,00						0,49	7,06	0,66	0,28
Rio S.Domingos (troço 2 - Q difuso)	C I	0,025	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,27	3,83	0,36	0,15
	C II	0,062	10,00						0,11	1,54	0,14	0,06
	C III	0,005	20,00						1,41	20,18	1,88	0,79
Rio de Ferrel (troço 3 - cabeceira)	C I	0,000	15,00	8,00	2,00	5,00	1000,00	100,00	0,10	1,43	0,13	0,01
	C II	0,001	10,00	9,00						0,00	0,00	
	C III	0,000	20,00	7,00						0,00	de	
Rio de Ferrel (troço 3 - Q difuso)	C I	0,011	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,26	3,76	0,35	0,15
	C II	0,027	10,00						0,11	1,52	0,14	0,06
	C III	0,002	20,00						1,38	19,81	1,84	0,81
Rio de Ferrel (troço 4 - Q difuso)	C I	0,061	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,20	2,86	0,27	0,12
	C II	0,152	10,00						0,08	1,15	0,11	0,05
	C III	0,012	20,00						1,05	15,04	1,40	0,61
Rio de S.Domingos (troço 5 - Q difuso)	C I	0,004	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,14	2,06	0,19	0,08
	C II	0,011	10,00						0,06	0,83	0,08	0,03
	C III	0,001	20,00						0,76	10,85	1,01	0,44

Vala da ETAR (troço 6 - cabeceira)	C I	0,000	15,00	8,00	2,00	5,00	1000,00	100,00	0,10	1,43	0,13	0,01
	C II	0,001	10,00	9,00						0,00	0,00	
	C III	0,000	20,00	7,00						0,00	0,00	
Rejeição ETAR (troço 6)	C I	0,023	22,00	2,00	3,34	10,08	1000,00	94,00	0,19	2,74	0,25	0,36
	C II	0,023	16,00		3,00	10,00		32,75	0,39	5,54	0,52	0,36
	C III	0,025	27,00		3,00	10,00		31,25	0,08	1,20	0,11	0,14
Rio de S.Domingos (troço 7 - Q difuso)	C I	0,002	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,08	1,09	0,10	0,04
	C II	0,005	10,00						0,03	0,44	0,04	0,02
	C III	0,000	20,00						0,40	5,74	0,53	0,23
Rio Barrada (troço 8 - cabeceira)	C I	0,001	15,00	2,00	5,00	1000,00	100,00	0,10	0,10	1,43	0,13	0,01
	C II	0,002	10,00							0,00	0,00	
	C III	0,000	20,00							0,00	0,00	
Rio Barrada (troço 8 - Q difuso)	C I	0,015	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,24	3,50	0,33	0,14
	C II	0,038	10,00						0,10	1,41	0,13	0,06
	C III	0,003	20,00						1,29	18,44	1,72	0,75
Rio Barrada (troço 9 - Q difuso)	C I	0,038	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,23	3,35	0,31	0,14
	C II	0,095	10,00						0,09	1,35	0,13	0,06
	C III	0,007	20,00						1,23	17,64	1,64	0,72
Rejeição suiniculturas (troço 9)	C I	0,001	18,07	1,00	1030,00	3325,00	216500,00	65066,50	462,71	289,46	26,93	377,40
	C II											
	C III											
Rio de S.Domingos (troço 10 - foz - Q difuso)	C I	0,001	15,00	2,50	10,00	17,00	1000,00	100,00	0,07	1,00	0,09	0,04
	C II	0,003	10,00						0,03	0,40	0,04	0,02
	C III	0,000	20,00						0,37	5,28	0,49	0,22

ANEXO 3 – CAUDAIS LATERAIS

	Troço 1	Troço 2	Troço 3	Troço 4	Troço 5	Troço 7	Troço 8	Troço 9	Troço 10
Mês	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg	m ³ /seg
Janeiro	0,00589	0,05428	0,02361	0,13381	0,00926	0,00412	0,03349	0,08320	0,00229
Fevereiro	0,00753	0,06938	0,03018	0,17103	0,01184	0,00527	0,04281	0,10635	0,00292
Março	0,00610	0,05618	0,02444	0,13849	0,00959	0,00427	0,03466	0,08611	0,00237
Abril	0,00379	0,03495	0,01520	0,08615	0,00596	0,00265	0,02156	0,05356	0,00147
Maior	0,00242	0,02231	0,00970	0,05499	0,00381	0,00169	0,01376	0,03419	0,00094
Junho	0,00133	0,01222	0,00532	0,03013	0,00209	0,00093	0,00754	0,01873	0,00052
Julho	0,00067	0,00616	0,00268	0,01517	0,00105	0,00047	0,00380	0,00943	0,00026
Agosto	0,00036	0,00331	0,00144	0,00816	0,00056	0,00025	0,00204	0,00508	0,00014
Setembro	0,00020	0,00188	0,00082	0,00463	0,00032	0,00014	0,00116	0,00288	0,00008
Outubro	0,00012	0,00109	0,00047	0,00268	0,00019	0,00008	0,00067	0,00167	0,00005
Novembro	0,00054	0,00494	0,00215	0,01217	0,00084	0,00037	0,00305	0,00757	0,00021
Dezembro	0,00352	0,03240	0,01409	0,07987	0,00553	0,00246	0,01999	0,04966	0,00137

ANEXO 4 – CAUDAIS DE CABECEIRA

			Cabeceira Rio Ferrel			Cabeceira Rio Barrada			Cabeceira Vala da ETAR		
			Área (m ²)	62500		Área (m ²)	118750		Área (m ²)	50000	
Mês	Mês H	mm	m ³ /mês	m ³ /dia	m ³ /seg	m ³ /mês	m ³ /dia	m ³ /seg	m ³ /mês	m ³ /dia	m ³ /seg
Janeiro	4	33,20975403	2075,61	66,95515	0,000774944	3943,658	127,2148	0,001472	1660,488	53,56412	0,00062
Fevereiro	5	38,33973353	2396,233	85,57976	0,000990507	4552,843	162,6015	0,001882	1916,987	68,46381	0,000792
Março	6	34,37019277	2148,137	69,29474	0,000802022	4081,46	131,66	0,001524	1718,51	55,43579	0,000642
Abril	7	20,69042785	1293,152	43,10506	0,000498901	2456,988	81,89961	0,000948	1034,521	34,48405	0,000399
Maio	8	13,64866512	853,0416	27,51747	0,000318489	1620,779	52,28319	0,000605	682,4333	22,01398	0,000255
Junho	9	7,235916082	452,2448	15,07483	0,000174477	859,265	28,64217	0,000332	361,7958	12,05986	0,00014
Julho	10	3,76570325	235,3565	7,592144	8,7872E-05	447,1773	14,42507	0,000167	188,2852	6,073715	7,03E-05
Agosto	11	2,025739117	126,6087	4,084151	4,72703E-05	240,5565	7,759888	8,98E-05	101,287	3,267321	3,78E-05
Setembro	12	1,111749199	69,48432	2,316144	2,68072E-05	132,0202	4,400674	5,09E-05	55,58746	1,852915	2,14E-05
Outubro	1	0,664801886	41,55012	1,340326	1,5513E-05	78,94522	2,54662	2,95E-05	33,24009	1,072261	1,24E-05
Novembro	2	2,922534557	182,6584	6,088614	7,04701E-05	347,051	11,56837	0,000134	146,1267	4,870891	5,64E-05
Dezembro	3	19,82143831	1238,84	39,96258	0,00046253	2353,796	75,9289	0,000879	991,0719	31,97006	0,00037

ANEXO 5 – DADOS METEOROLÓGICOS USADOS PARA CADA CENÁRIO SIMULADO

		Coef. de Evaporação (b)	Coef. de atenuação por poeiras	Altitude média	Pressão atmosférica	Nebulosidade	Temperatura termómetro seco	Temperatura termómetro húmido	Velocidade do vento	Atenuação da Radiação Solar
Troço	Cenário	(m/h.mbar)	adim.	(m)	(mbar)	0 - 1	(°C)	(°C)	(m/s)	adim.
1	Cenário I	0,0000055	0,065	25,00	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
2	Cenário I	0,0000055	0,065	8,00	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
3	Cenário I	0,0000055	0,065	85,00	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
4	Cenário I	0,0000055	0,065	28,00	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
5	Cenário I	0,0000055	0,065	4,75	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
6	Cenário I	0,0000055	0,065	6,75	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	

7	Cenário I	0,0000055	0,065	2,75	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
8	Cenário I	0,0000055	0,065	65,00	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
9	Cenário I	0,0000055	0,065	16,50	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	
10	Cenário I	0,0000055	0,065	1,00	1017,18	0,56	14,97	13,36	5,02	1,00
	Cenário II		0,0325		1018,30	0,60	11,75	10,00	5,57	
	Cenário III		0,098		1017,90	0,47	18,15	16,70	4,65	

ANEXO 6 – NORMAIS CLIMATOLÓGICAS (CABO CARVOEIRO) 1951 - 1980

	Termómetro Seco	Humidade Relativa do ar	Termómetro Húmido	Velocidade do vento	Nebulosidade	Pressão atmosférica
Mês	T (°C)	(%)	T (°C)	m/s	(0 a 1)	(mbar)
Janeiro	11,70	81,60	10,00	2,78	0,60	1019,30
Fevereiro	11,80	81,00	10,00	2,78	0,60	1017,30
Março	12,90	81,00	11,00	3,06	0,60	1017,40
Abril	13,70	81,30	11,80	3,28	0,60	1016,70
Maio	15,20	83,30	13,50	3,75	0,60	1016,90
Junho	16,80	85,30	15,20	4,22	0,63	1017,70
Julho	18,00	87,00	16,60	4,61	0,50	1018,30
Agosto	18,30	87,70	16,80	4,67	0,43	1017,50
Setembro	18,20	88,00	16,90	4,69	0,50	1017,70
Outubro	16,80	83,70	15,10	4,19	0,53	1017,40
Novembro	14,10	90,00	13,10	3,64	0,57	1010,60
Dezembro	12,10	80,00	10,30	2,86	0,57	1019,40
Cenário I	14,97	-	13,36	5,02	0,56	1017,18
Cenário II	11,75	-	10,00	5,57	0,60	1018,30
Cenário III	18,15	-	16,70	4,65	0,47	1017,90

ANEXO 7 – RESULTADOS FINAIS – CENÁRIO I

		Temp.	SST	OD	CBO ₅	NH ₃	NO ₂	NO ₃	Ntotal	P diss	Colif totais	Colif fecais
Troço	Elemento	°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	NMP/100 ml	NMP/100 ml
1	1	16,48	9,43	9,02	5,68	0,14	0,13	6,48	6,75	0,07	1975,18	968,09
1	2	16,55	9,48	9,13	5,7	0,14	0,13	6,45	6,71	0,07	1963,44	962,37
2	3	16,61	9,64	9,16	5,77	0,14	0,13	6,39	6,66	0,07	1941,04	943,75
2	4	16,69	9,79	9,09	5,82	0,14	0,13	6,35	6,62	0,07	1909,87	926,27
2	5	16,76	9,94	9,03	5,88	0,15	0,13	6,3	6,57	0,07	1879,94	909,48
2	6	16,82	10,08	8,98	5,93	0,15	0,13	6,26	6,53	0,08	1851,17	893,01
2	7	16,88	10,28	8,94	6,02	0,15	0,13	6,18	6,46	0,08	1823,2	870,02
3	8	17,30	15,95	9,26	9,26	0,25	0,32	3,57	4,13	0,14	1884,8	100
3	9	17,36	16,45	9,46	9,57	0,25	0,32	3,67	4,25	0,14	1909,61	100
3	10	17,37	16,63	9,44	9,66	0,25	0,32	3,71	4,29	0,15	1911,01	100
4	11	17,32	16,74	9,35	9,71	0,24	0,29	3,46	3,99	0,14	1902,26	100
4	12	17,35	16,8	9,2	9,71	0,23	0,27	3,34	3,83	0,13	1883,12	100
4	13	17,36	16,84	9,15	9,7	0,22	0,26	3,26	3,74	0,13	1866,11	100
4	14	17,37	16,87	9,12	9,69	0,22	0,25	3,21	3,67	0,13	1850,59	100
4	15	17,38	16,89	9,1	9,68	0,21	0,24	3,17	3,63	0,13	1836,2	100
4	16	17,39	16,9	9,09	9,66	0,21	0,23	3,15	3,59	0,13	1822,7	100
4	17	17,39	16,91	9,08	9,65	0,21	0,22	3,13	3,56	0,13	1809,92	100
4	18	17,39	16,92	9,07	9,63	0,21	0,22	3,11	3,54	0,13	1797,77	100
4	19	17,39	16,93	9,05	9,62	0,21	0,21	3,1	3,52	0,13	1786,15	100
4	20	17,40	16,93	9,04	9,6	0,21	0,21	3,09	3,5	0,13	1774,99	100
4	21	17,40	16,94	9,04	9,58	0,21	0,21	3,08	3,49	0,12	1764,26	100,05
4	22	17,40	16,89	9,03	9,54	0,2	0,2	3,09	3,5	0,12	1754,3	105,6
5	23	17,03	11,76	9,02	6,78	0,16	0,14	5,49	5,79	0,09	1790,03	699,27
5	24	17,08	11,79	9	6,76	0,16	0,3	5,47	5,76	0,09	1762,5	693,88

6	25	18,34	9,48	9,6	4,83	0,09	0,09	1,3	1,48	0,02	1245,97	100
6	26	18,48	11,52	9,6	6,06	0,09	0,08	1,24	1,4	0,03	1325,27	99,99
6	27	21,02	10,1	7,96	3,46	0,19	0,23	2,69	3,11	0,35	999,85	94,23
6	28	20,37	10,16	8,63	3,47	0,18	0,22	2,7	3,1	0,35	977,75	94,27
6	29	19,89	10,21	8,97	3,49	0,18	0,2	2,7	3,08	0,34	957,28	94,38
6	30	19,52	10,28	9,16	3,55	0,18	0,18	2,73	3,09	0,34	946,02	100,4
7	31	17,26	11,73	9,07	6,56	0,17	0,13	5,29	5,59	0,11	1695,91	655,4
7	32	17,30	12,17	9,06	6,67	0,22	0,13	5,3	5,65	0,15	1694,68	650,05
8	33	17,45	14,14	9,36	8,04	0,21	0,27	3,02	3,49	0,11	1722,08	100
8	34	17,60	15,38	9,47	8,82	0,22	0,28	3,24	3,74	0,12	1801,8	100
8	35	17,64	15,87	9,45	9,12	0,23	0,28	3,34	3,84	0,13	1823,86	100
8	36	17,66	16,13	9,44	9,27	0,23	0,28	3,39	3,89	0,13	1829,45	100
8	37	17,67	16,29	9,42	9,36	0,23	0,27	3,42	3,93	0,13	1828,4	100
8	38	17,67	16,41	9,41	9,41	0,23	0,27	3,45	3,95	0,13	1824,21	100
8	39	17,67	16,49	9,4	9,44	0,23	0,27	3,47	3,97	0,13	1818,42	100
9	40	17,50	16,61	9,21	9,51	0,23	0,26	3,45	3,95	0,14	1824,57	100
9	41	17,49	16,68	9,17	9,54	0,23	0,26	3,45	3,94	0,14	1816,05	100
9	42	17,48	16,73	9,15	9,55	0,23	0,25	3,45	3,93	0,14	1806,19	100,06
9	43	17,48	17,21	9,13	9,69	0,29	0,25	3,49	4,03	0,19	1822,32	108,75
9	44	17,50	81,7	8,93	29,44	9,28	0,76	9,09	19,13	7,54	5789,81	1374,63
9	45	17,49	74,87	8,91	27,23	8,31	0,7	8,52	17,52	6,76	5288,88	1240,07
9	46	17,49	69,34	8,9	25,44	7,52	0,64	8,06	16,22	6,13	4884,57	1131,20
9	47	17,49	64,42	8,9	23,85	6,82	0,6	7,66	15,08	5,57	4532,7	1039,07
10	48	17,37	19,02	9,12	8,9	1,08	0,19	5,61	6,88	0,86	2046,42	706,70
10	49	17,44	19,02	9,17	8,86	1,08	0,18	5,61	6,88	0,86	2016,74	706,01

ANEXO 7 – RESULTADOS FINAIS - CENÁRIO II

		Temperatura	SST	OD	CBO ₅	NH ₃	NO ₂	NO ₃	Ntotal	P diss	Colif totais	Colif fecais
Troço	Elemento	°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	NMP/100 ml	NMP/100 ml
1	1	11,49	0,39	10,29	5,86	0,11	0,14	9,12	9,37	0,09	938,74	165,28
1	2	11,48	0,5	10,28	5,88	0,11	0,14	9,06	9,31	0,09	942,54	164,86
2	3	11,44	0,87	10,15	5,96	0,11	0,13	8,9	9,14	0,09	959,67	163,41
2	4	11,41	1,2	9,99	6,03	0,11	0,13	8,75	8,99	0,09	972,33	162,1
2	5	11,39	1,53	9,85	6,09	0,11	0,13	8,6	8,84	0,09	984,69	160,82
2	6	11,36	1,88	9,72	6,16	0,11	0,13	8,45	8,68	0,09	997,58	159,44
2	7	11,32	2,53	9,79	6,3	0,11	0,12	8,14	8,37	0,09	1026,83	156,87
3	8	10,54	15,8	9,16	9,17	0,11	0,12	1,37	1,6	0,05	1880,82	100
3	9	10,57	16,37	9,75	9,53	0,11	0,13	1,45	1,68	0,06	1916,69	100
3	10	10,58	16,57	9,75	9,65	0,11	0,13	1,47	1,71	0,06	1924,29	100
4	11	10,57	16,7	9,52	9,72	0,1	0,12	1,38	1,59	0,06	1922,53	100
4	12	10,57	16,77	9,16	9,74	0,1	0,11	1,33	1,53	0,05	1911,22	100
4	13	10,58	16,82	9	9,75	0,09	0,11	1,3	1,5	0,05	1900,33	100
4	14	10,58	16,85	8,9	9,75	0,09	0,1	1,28	1,47	0,05	1889,91	100
4	15	10,59	16,87	8,84	9,74	0,09	0,1	1,26	1,45	0,05	1879,93	100
4	16	10,59	16,88	8,79	9,73	0,09	0,1	1,25	1,44	0,05	1870,34	100
4	17	10,6	16,92	8,75	9,73	0,09	0,1	1,25	1,43	0,05	1861,1	100
4	18	10,6	16,91	8,72	9,72	0,09	0,1	1,24	1,42	0,05	1852,18	100
4	19	10,6	16,92	8,7	9,71	0,09	0,09	1,23	1,41	0,05	1843,54	100
4	20	10,6	16,92	8,68	9,7	0,08	0,09	1,23	1,41	0,05	1835,14	100
4	21	10,6	16,92	8,66	9,68	0,08	0,09	1,23	1,41	0,05	1826,6	100,03
4	22	10,62	16,64	8,57	9,61	0,08	0,09	1,37	1,54	0,05	1803,05	101,17
5	23	11,16	5,67	9,40	7,02	0,1	0,11	6,63	6,85	0,08	1192,98	144,43
5	24	11,16	5,77	9,37	7,01	0,1	0,11	6,59	6,81	0,08	1186,66	143,78

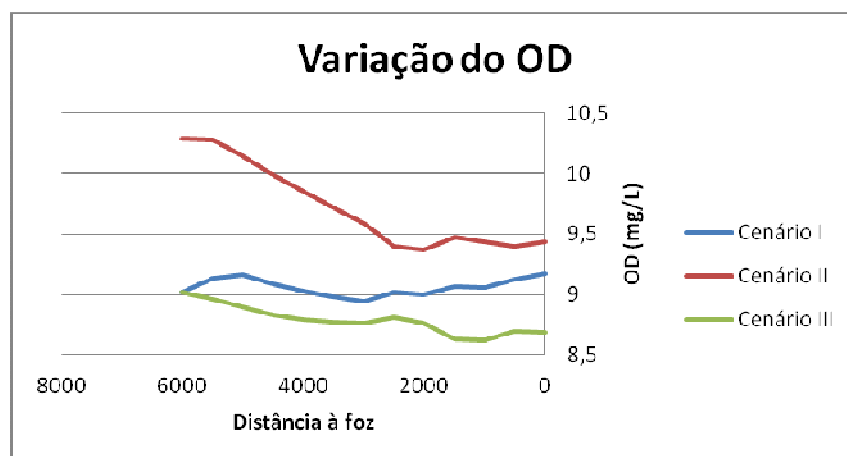
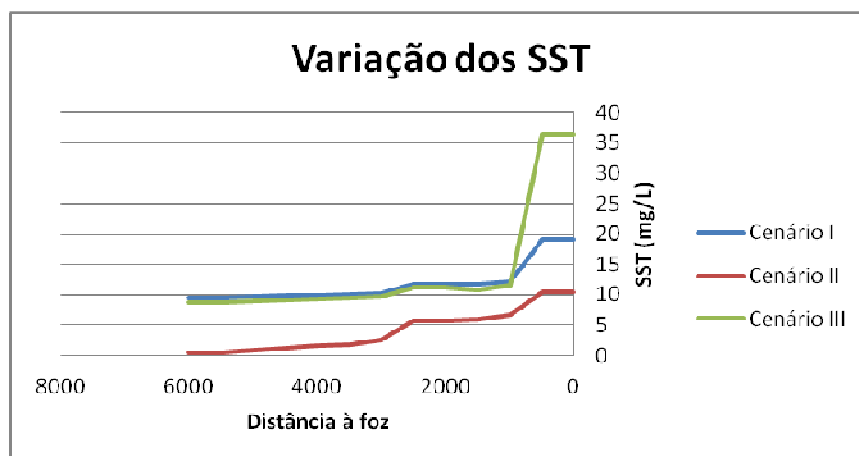
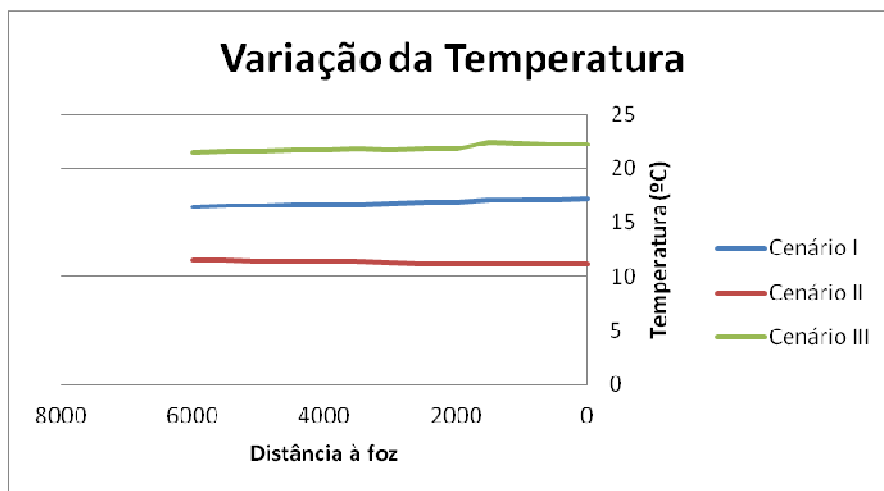
6	25	11,14	6,71	11,03	3,07	0,1	0,01	0,15	0,25	0,01	1066,04	100
6	26	11,32	8	11,08	0,85	0,1	0,02	0,28	0,4	0,02	1105,41	99,7
6	27	14,7	9,93	7,93	3,09	0,37	0,46	5,2	6,03	0,34	996,03	37,54
6	28	13,93	9,98	9,07	3,12	0,36	0,43	5,2	5,99	0,33	974,6	38,02
6	29	13,35	10,04	9,73	3,14	0,36	0,4	5,2	5,95	0,33	954,78	38,54
6	30	12,8	10,01	10,09	3,24	0,35	0,36	5,22	5,93	0,32	941,14	40,97
7	31	11,21	5,98	9,47	6,91	0,12	0,12	6,53	6,76	0,09	1177,38	140,61
7	32	11,20	6,59	9,44	7,06	0,17	0,12	6,45	6,73	0,13	1202,74	140,28
8	33	10,59	13,77	9,55	7,81	0,1	0,09	1,03	1,22	0,05	1704,1	100
8	34	10,66	15,13	9,92	8,69	0,1	0,1	1,2	1,4	0,05	1801,85	100
8	35	10,68	15,68	9,92	9,04	0,1	0,11	1,26	1,47	0,05	1834,97	100
8	36	10,7	15,99	9,89	9,22	0,1	0,11	1,3	1,51	0,06	1848,48	100
8	37	10,7	16,17	9,86	9,33	0,1	0,11	1,33	1,53	0,06	1853,66	100
8	38	10,71	16,3	9,84	9,4	0,1	0,11	1,34	1,55	0,06	1854,65	100
8	39	10,71	16,4	9,81	9,45	0,1	0,11	1,35	1,56	0,06	1853,37	100
9	40	10,66	16,54	9,34	9,54	0,1	0,11	1,36	1,56	0,06	1861,43	100
9	41	10,65	16,62	9,14	9,58	0,1	0,11	1,36	1,57	0,06	1857,86	100
9	42	10,65	16,69	9,03	9,6	0,1	0,11	1,36	1,57	0,06	1852,81	100
9	43	10,65	17,24	8,96	9,77	0,17	0,11	1,41	1,69	0,12	1876,91	110,05
9	44	10,7	42,75	8,81	17,6	3,72	0,31	3,64	7,68	3,02	3450,44	610,35
9	45	10,69	40,02	8,75	16,72	3,33	0,29	3,41	7,03	2,71	3253,31	556,38
9	46	10,68	37,81	8,71	16,01	3,02	0,27	3,22	6,51	2,46	3092,32	512,60
9	47	10,59	35,41	8,64	15,27	2,71	0,25	3,14	6,1	2,21	2925,59	470,42
10	48	11,13	10,51	9,40	8,16	0,51	0,13	6	6,64	0,41	1428,59	191,39
10	49	11,14	10,52	9,44	8,15	0,51	0,13	5,99	6,63	0,41	1418,06	191,27

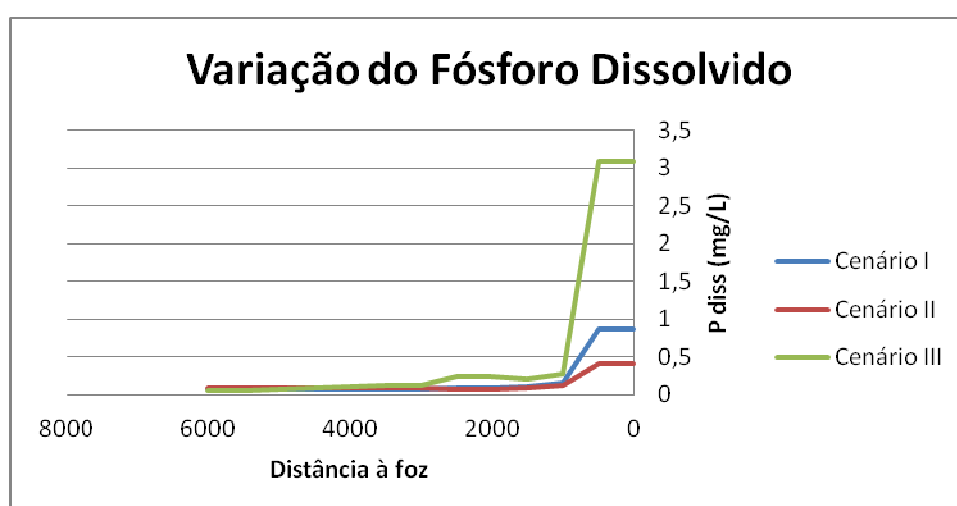
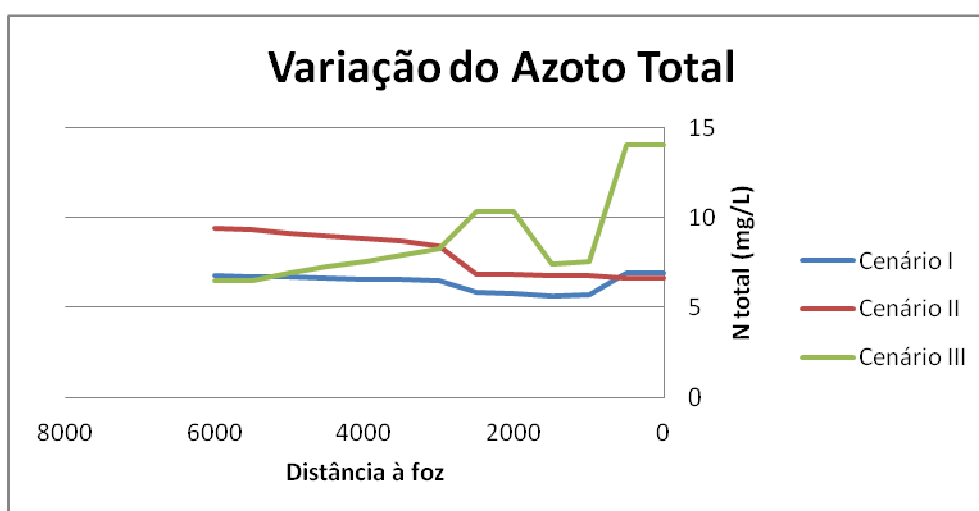
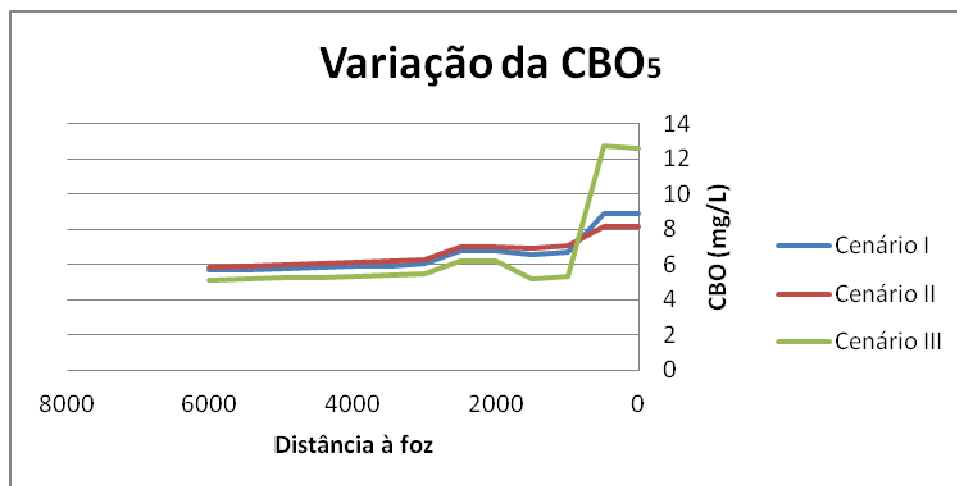
ANEXO 7 – RESULTADOS FINAIS – CENÁRIO III

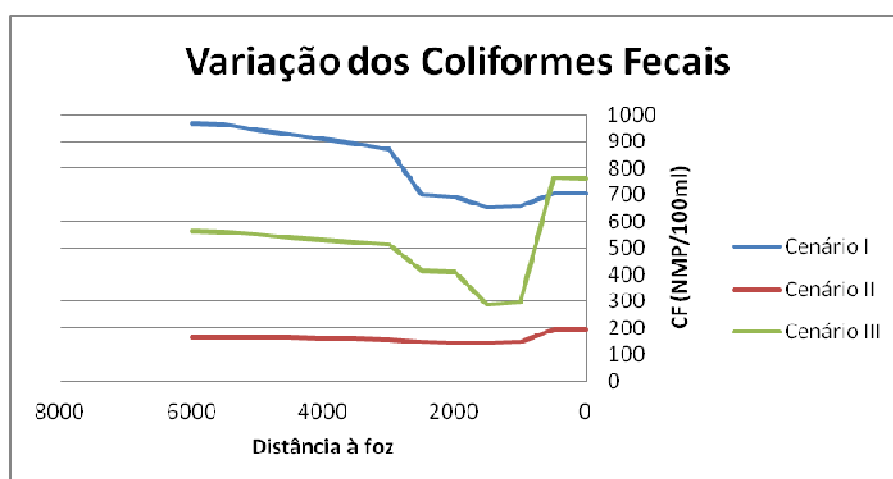
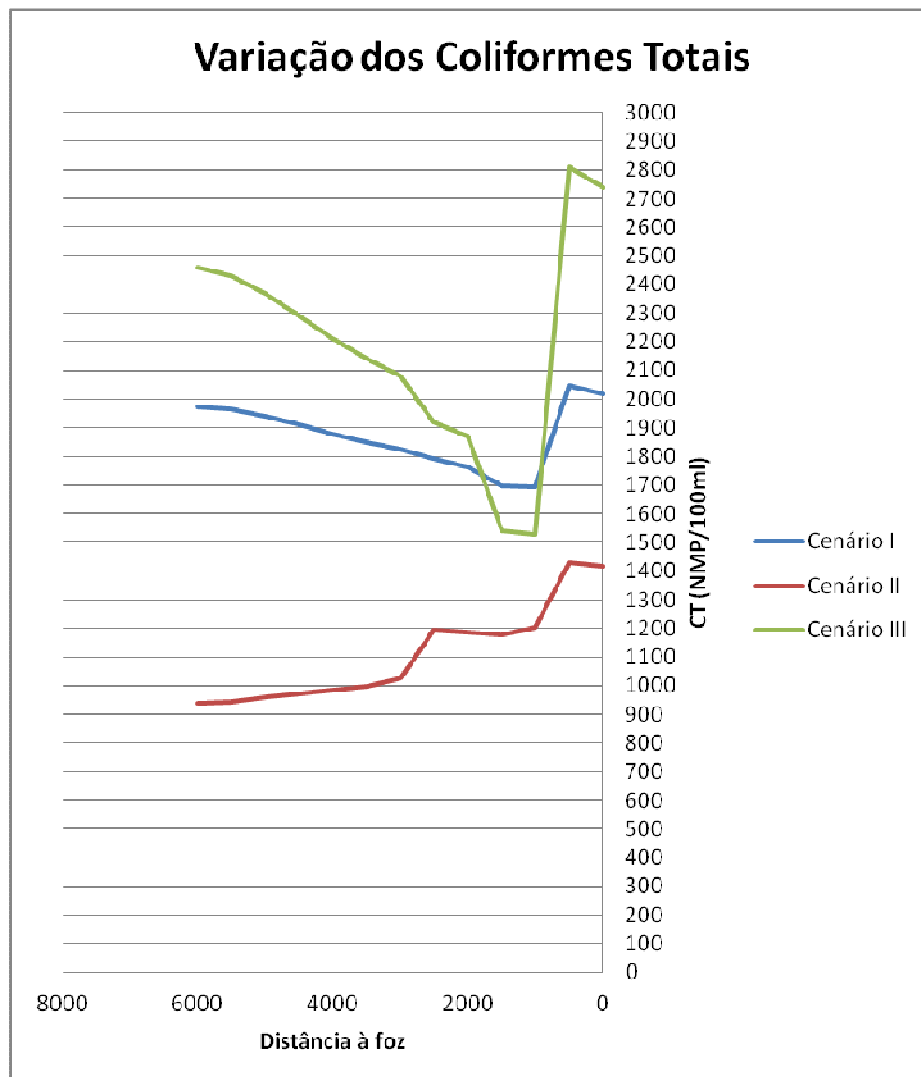
		Temperatura	SST	OD	CBO5	NH3	NO2	NO3	Ntotal	P diss	Colif totais	Colif fecais
Troço	Elemento	°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	NMP/100 ml	NMP/100 ml
1	1	21.47	8,69	9.02	5.12	0,1	0,09	6,28	6,47	0,05	2460	565,61
1	2	21.53	8,78	8.96	5.16	0,11	0,09	6,29	6,49	0,06	2430	560,33
2	3	21.58	8,96	8.90	5,23	0,14	0,13	6,6	6,87	0,07	2370	550,09
2	4	21.63	9,14	8.83	5.28	0,16	0,16	6,91	7,23	0,09	2290	540,35
2	5	21.66	9,3	8.79	5.34	0,19	0,18	7,2	7,57	0,1	2210	531,03
2	6	21.69	9,46	8.77	5.38	0,22	0,21	7,48	7,9	0,12	2140	522,07
2	7	21.71	9,64	8.76	5.44	0,24	0,23	7,78	8,24	0,13	2080	512,22
3	8	21.66	10,85	8,9	5,84	0,72	0,83	9,73	11,28	0,4	1440	100
3	9	21.78	12,87	8,9	7,14	0,93	1,08	13,12	15,14	0,53	1580	100
3	10	21.79	13,89	8,89	7,78	1,04	1,19	14,86	17,08	0,6	1640	100
4	11	21.75	14,73	8,88	8,29	1,04	1,14	15,02	17,19	0,6	1680	100
4	12	21.75	15,21	8,85	8,54	1,03	1,08	15,14	17,26	0,61	1670	100
4	13	21.76	15,53	8,85	8,69	1,03	1,03	15,23	17,3	0,61	1670	100
4	14	21.76	15,75	8,84	8,79	1,03	0,99	15,3	17,33	0,61	1650	100
4	15	21.76	15,91	8,84	8,85	1,03	0,96	15,36	17,35	0,61	1640	100
4	16	21.76	16,03	8,83	8,89	1,02	0,93	15,41	17,36	0,61	1630	100
4	17	21.76	16,13	8,83	8,91	1,02	0,9	15,45	17,38	0,61	1610	100
4	18	21.76	16,21	8,83	8,93	1,02	0,88	15,49	17,39	0,61	1600	100
4	19	21.76	16,28	8,83	8,93	1,02	0,86	15,52	17,4	0,61	1580	100
4	20	21.76	16,34	8,82	8,93	1,02	0,84	15,55	17,4	0,61	1570	100
4	21	21.76	16,39	8,82	8,93	1,01	0,82	15,58	17,41	0,61	1550	100
4	22	21.75	16,41	8,82	8,92	1,01	0,8	15,58	17,4	0,61	1540	100,87
5	23	21.74	11,24	8.81	6,23	0,42	0,35	9,59	10,36	0,24	1920	415,37
5	24	21.76	11,27	8.76	6,20	0,42	0,35	9,58	10,33	0,24	1870	411,02

6	25	21,62	6,71	8,92	3,07	0,1	0,01	0,15	0,25	0,01	1060	100
6	26	21,83	8	8,91	3,85	0,09	0,02	0,26	0,37	0,02	110	99,89
6	27	25,79	9,95	6,96	3,06	0,08	0,1	1,16	1,35	0,13	990	34,49
6	28	25,01	9,99	7,7	3,07	0,08	0,1	1,17	1,34	0,13	970	34,84
6	29	24,39	10,03	8,09	3,08	0,08	0,09	1,18	1,34	0,13	950	35,2
6	30	23,89	10,07	8,32	3,11	0,08	0,09	1,23	1,39	0,13	940	37,68
7	31	22,41	10,9	8,32	5,16	0,31	0,24	6,82	7,38	0,21	1540	287,15
7	32	22,36	11,48	8,62	5,30	0,38	0,24	6,9	7,52	0,27	1530	297,01
8	33	21,75	5,24	8,93	2,12	0,12	0,03	0,37	0,53	0,02	960	100
8	34	21,92	5,47	8,92	2,24	0,14	0,06	0,74	0,94	0,04	930	100
8	35	21,93	5,69	8,91	2,35	0,17	0,08	1,09	1,33	0,05	900	100
8	36	21,93	5,91	8,91	2,45	0,18	0,1	1,43	1,71	0,07	870	100
8	37	21,93	6,11	8,91	2,54	0,2	0,11	1,76	2,08	0,08	850	100
8	38	21,93	6,31	8,91	2,63	0,22	0,12	2,08	2,43	0,09	820	100
8	39	21,93	6,5	8,91	2,72	0,24	0,13	2,4	2,77	0,1	800	100
9	40	21,76	11,99	8,88	6,43	0,75	0,82	10,47	12,04	0,43	1360	100
9	41	21,77	13,71	8,87	7,53	0,91	0,97	13,07	14,94	0,53	1500	100
9	42	21,77	14,55	8,86	8,04	0,98	1,01	14,37	16,37	0,58	1550	100
9	43	21,77	15,72	8,86	8,52	1,12	1,03	15,22	17,36	0,68	1610	113,28
9	44	21,63	453,51	8,54	142,09	61,83	4,42	52,31	118,56	50,5	28110	8700,3
9	45	21,73	397,68	8,56	123,69	53,78	3,95	48,29	106,02	44,14	23820	7600,37
9	46	21,76	354,52	8,56	109,52	47,56	3,58	45,18	96,32	39,21	20570	6749,87
9	47	21,77	319,57	8,57	98,1	42,54	3,28	42,63	88,45	35,23	17980	6061,92
10	48	22,25	36,3	8,70	12,73	3,77	0,47	9,8	14,04	3,09	2810	762,13
10	49	22,18	36,29	8,69	12,63	3,76	0,45	9,82	14,03	3,09	2740	761,52

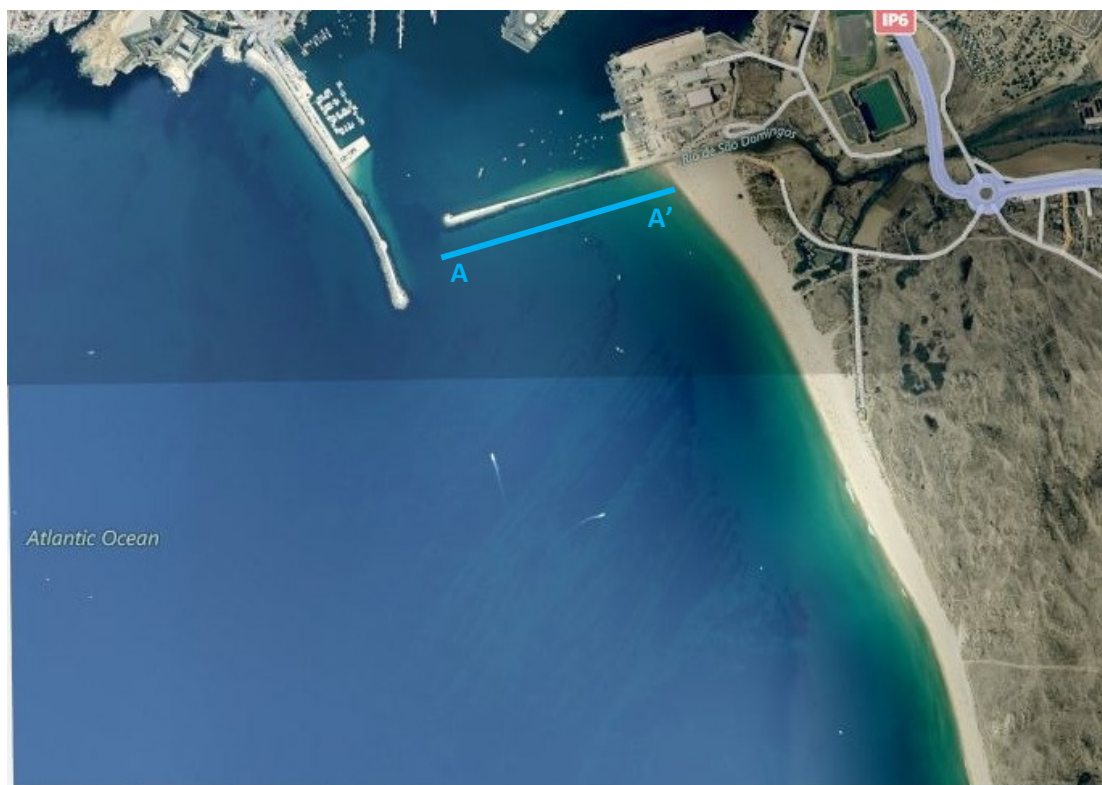
ANEXO 8 – VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA AO LONGO DO RIO DE S.DOMINGOS







ANEXO 9 - PERFIL DE PROFUNDIDADE MOLHE LESTE – SUPERTUBOS



Perfil assumido com base no padrão do ortofotomapa e na observação da ondulação, que sugere a existência de um talude submerso aproximadamente horizontal. No eventual prosseguimento deste trabalho, esta suposição deverá ser validada, recomendando-se o mapeamento batimétrico envolvente da praia de Supertubos até uma profundidade de 10 metros.

